

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

CAROLINA MORSOLETTA TOZETTO

**MODELAGEM MATEMÁTICA DE ATERROS SANITÁRIOS COM A SIMULAÇÃO  
HIDROLÓGICA DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO: ESTUDO DE CASO DO ATERRO  
SANITÁRIO DE CURITIBA**

CURITIBA

2008

CAROLINA MORSOLETTA TOZETTO

**MODELAGEM MATEMÁTICA DE ATERROS SANITÁRIOS COM A SIMULAÇÃO  
HIDROLÓGICA DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO: ESTUDO DE CASO DO ATERRO  
SANITÁRIO DE CURITIBA**

Dissertação apresentada como pré-requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Maria Cristina Borba Braga.

CURITIBA

2008



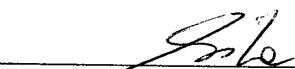
## TERMO DE APROVAÇÃO

CAROLINA MORSOLETTA TOZETTO

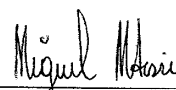
### **“Modelagem Matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica de lixiviado: estudo de caso do aterro de Curitiba”**

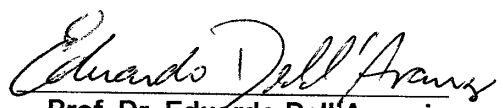
Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

  
**Prof.ª Dr.ª Maria Cristina Borba Braga**  
Universidade Federal do Paraná  
Orientadora

MEMBROS:

  
**Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse**  
Universidade Federal do Paraná

  
**Prof. Dr. Eduardo Dell'Avanzi**  
Universidade Federal do Paraná

  
**Prof.ª Dr.ª Miriam Rita Moro-Mine**  
Universidade Federal do Paraná

Curitiba, 07 de novembro de 2008

Dedico este trabalho aos meus pais, Delma e Sérgio, que me deram o bem mais valioso que possuo: a educação.

## **AGRADECIMENTOS**

À Secretaria Municipal do Meio Ambiente e ao Departamento de Limpeza Pública da Prefeitura Municipal de Curitiba, nas pessoas dos senhores José Antônio Andreguetto, Mario Sergio Raser, Nelson Xavier Paes e dos engenheiros Luiz Celso Coelho da Silva e Eliane Train, não somente pela disponibilidade dos dados e informações, mas também pelo grande apoio pessoal de todos.

Ao Grupo de Ingeniería Ambiental da Universidad de Cantabria, Espanha, pela disponibilização do programa computacional MODUELO 2, especialmente à Dr<sup>a</sup>. Amaya Lobo García de Cortázar e a Ana López Martínez, pelo suporte técnico para a execução do programa.

À Prof. Dulce Bueno, do Departamento de Geomática da UFPR, pela cessão do uso de equipamento para digitalização de plantas do projeto.

À acadêmica Pollyana Souza, pelo grande auxílio na digitalização das plantas.

À EMBRAPA Florestas, na pessoa do Prof. Renato Dedecek, pela realização de ensaios de laboratório.

À SUDERHSA e à FUNCATE pelo fornecimento de dados climatológicos.

À CAVO Serviços e Meio Ambiente S.A, nas pessoas dos engenheiros Romero Coelho Tavares e Ricardo Cortez Souza, pelo fornecimento de informações complementares.

Aos professores Miriam Mine e Eduardo Dell'Avanzi, pelas valiosas orientações.

À minha orientadora, professora Maria Cristina Borba Braga, por conseguir fazer com que os problemas mais complexos do mundo parecessem de simples resolução.

Aos meus colegas da pós-graduação, pelo companheirismo e amizade.

Onde vamos pôr  
as caixas de isopor  
onde diabos vamos pôr  
as nossas caixas de isopor

como nos livrar  
das plásticas palavras  
ditas à mesa do bar  
palavras que vão dar no mar

poluir é ir juntando o que resta de nós  
após as refeições  
nossos restos mortais

venenosas ilusões  
milhões de garrafas vazias  
cheias de alergias e aflições

onde vamos pôr  
as caixas de isopor  
a vida de mentira  
a ira, do desamor

temos que encontrar o lugar  
no deserto aberto  
em nossos corações

Gilberto Gil, "Desafio do Lixo"

## RESUMO

Este trabalho teve como objetivo a modelagem dos processos hidrológicos em aterros sanitários, utilizando as Fases II e III do Aterro Sanitário de Curitiba, na região Sul do Brasil, como estudo de caso. Operando desde novembro de 1989, este aterro atualmente recebe resíduos de uma população de mais de 3.000.000 de habitantes, o que representa a média diária de 2.300 toneladas de resíduos sólidos urbanos. O programa computacional MODUELO2, desenvolvido pelo Grupo de Engenharia Ambiental da Universidad de Cantabria, na Espanha foi utilizado para reproduzir os processos hidrológicos que ocorrem no aterro. Os dados de entrada do modelo foram referentes à quantidade de resíduos disposta no aterro, a composição gravimétrica dos resíduos; a configuração morfológica do aterro, como topografia do terreno de fundo, geometria e plano de ocupação das células, dimensionamento da rede de drenagem de lixiviado e os dados climatológicos do local, como precipitação, umidade relativa e temperatura do ar, radiação solar e velocidade do vento. A calibração de parâmetros do modelo foi realizada a partir de uma série de dados de vazão diária de lixiviado gerado, registrados com o auxílio de uma calha de Parshall instalada na entrada do sistema de tratamento de lixiviado. Foi necessária a utilização de um fator de incremento de chuvas para representar o aporte de águas provenientes do terreno que circunda o aterro. Como reflexo da qualidade da execução da cobertura, compactação não uniforme, partículas de solo agregadas e fissuras, o resultado da calibração mostrou que a condutividade hidráulica equivalente do solo de cobertura é de duas ordens de grandeza maior do que a determinada pelos ensaios realizados em laboratório. Também foi realizada uma avaliação das respostas do modelo às variações da qualidade e espessura da camada de cobertura dos resíduos. Dos resultados produzidos pelo modelo, pode-se observar que a execução de cobertura com uma condutividade hidráulica de  $1 \times 10^{-7}$  cm/s resultaria na diminuição de 57,6% do volume de lixiviado produzido em todo o período, demonstrando a importância da qualidade do material da cobertura lixo. Por outro lado, o simples aumento da espessura da camada de solo não apresentou qualquer vantagem para diminuir a quantidade de lixiviado produzida. Por fim, a resposta obtida com a modelagem demonstrou que o modelo conceitual representa a realidade do aterro sanitário de maneira adequada.

**Palavras-Chave:** Aterro Sanitário de Curitiba, lixiviado de aterro sanitário, resíduos sólidos urbanos, modelagem matemática, balanço hídrico, vazão de lixiviado.

## ABSTRACT

The main goal of this research was to model landfill hydrologic processes, using Phases II and III, of Curitiba's Sanitary Landfill, in southern Brazil, as a case study. This landfill was launched in November 1989 and presently receives a daily average amount of solid waste of 2,300 tons produced by a population of about 3 million inhabitants of Curitiba's Metropolitan Region. To perform the modelling exercise, MODUELO 2 was used. This computational program was developed by The University of Cantabria Environmental Engineering Group, in Spain, and was used to represent hydrologic processes which occur in the landfill. Input data were related to the amount of solid waste disposed; solid waste gravimetric composition; landfill configuration such as topography of the base terrain, geometry and cell occupation plan, internal landfill drainage system as well as local climate data such as amount of rain, relative humidity and air temperature, solar radiation and wind speed. Model calibration was performed based on a series of leachate daily flow rate data. Due to model characteristics, it was necessary the utilization of a factor to represent the input of water on the area surrounding the landfill. As a result of the quality of cell cover, lack of uniformity of waste compaction, soil particles aggregation and breaches, calibration results showed that the calculated hydraulic conductivity of the soil used as cover is two orders of magnitude higher than that produced by laboratory determinations. Model responses to variations on soil quality and thickness of layers used to cover solid waste were also evaluated. Model results allowed concluding that a hydraulic conductivity of  $1 \times 10^{-7}$  cm/s would represent a reduction of 57,6% in the volume of leachate produced for the whole period of calculation, which demonstrates the importance of the quality of the soil used to cover the waste. On the other hand, an increase in the layer of soil did not presented any advantage in order to diminish the amount of leachate produced. Finally, the response gained by the modeling exercise demonstrated that the conceptualized model can represent the actual characteristics of the studied landfill.

**Keywords:** Curitiba's municipal solid waste landfill, landfill leachate, municipal solid waste, mathematical modelling, water balance, hydraulic conductivity



## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 -	ATERRO SANITÁRIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: (a) EM CORTE E (b) EM PLANTA .....	17
FIGURA 2.2 -	MÉTODO DO BALANÇO HÍDRICO GLOBAL .....	18
FIGURA 2.3 -	PROCESSOS HIDROLÓGICOS PARA PREVISÃO DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM UM ATERRO SANITÁRIO, (a) EM CORTE E (b) EM PLANTA .....	20
FIGURA 2.4 -	MODELO DE INFILTRAÇÃO DE GREEN E AMPT .....	37
FIGURA 2.5 -	SUPERFÍCIES FREÁTICAS DE LIXIVIADO DE ACORDO COM O MODELO DE McENROE (1993) .....	52
FIGURA 3.1 -	FOTOGRAFIA AÉREA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA .....	68
FIGURA 3.2 -	DESCARGA, ESPALHAMENTO E COMPACTAÇÃO DOS RESÍDUOS .....	70
FIGURA 3.3 -	SEÇÃO TÍPICA DOS DRENOS VERTICAIS DE LIXIVIADO .....	72
FIGURA 3.4 -	REDE DE DRENAGEM DE LIXIVIADO SOBRE IMPERMEABILIZAÇÃO DE FUNDO, (a) FASE III, ETAPA 2.2; (b) FASE III, ETAPA 3 .....	73
FIGURA 3.5 -	VISTA DAS CÉLULAS SOBREPOSTAS E DO SISTEMA DE DRENAGEM DE ÁGUAS PLUVIAIS .....	74
FIGURA 4.1 -	ALGORITMO GERAL DO MODELO COMPUTACIONAL MODUELO 2 .....	76
FIGURA 4.2 -	DRENAGEM DE FUNDO DO ATERRO SANITÁRIO DA CAXIMBA NAS FASES II E III .....	81
FIGURA 4.3 -	DRENAGEM DE FUNDO IDEALIZADA PARA O MODELO NAS FASES II E III .....	82
FIGURA 4.4 -	ALGORITMO DE CÁLCULO DO BALANÇO HÍDRICO SUPERFICIAL DO MODUELO 2 .....	85
FIGURA 4.5 -	LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO ....	87
FIGURA 4.6 -	COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO PARA ENSAIOS DE RETENÇÃO DE UMIDADE .....	88
FIGURA 4.7 -	AMOSTRAS DE SOLO NO APARELHO EXTRATOR DE RICHARDS .....	88
FIGURA 4.8 -	COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO COM O AUXÍLIO DE TRADO MANUAL .....	90
FIGURA 4.9 -	ENSAIO DE SEDIMENTAÇÃO EM EXECUÇÃO .....	90
FIGURA 5.1 -	QUANTIDADE DE RESÍDUOS DEPOSITADOS NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA ATÉ DEZEMBRO DE 2007 .....	97
FIGURA 5.2 -	(a) IMAGEM DO ATERRO SANITÁRIO DE MERUELO I; (b) DEFINIÇÃO DE CÉLULAS PARA APLICAÇÃO DO MODUELO 2 AO ATERRO SANITÁRIO DE MERUELO I .....	101
FIGURA 5.3 -	(a) IMAGEM DAS FASES II E III DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA; (b) DEFINIÇÃO DE CÉLULAS PARA APLICAÇÃO DO MODUELO 2 ÀS FASES II E III DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA .....	101
FIGURA 5.4 -	REGRESSÃO LINEAR PARA CHUVAS MENSAS DAS ESTAÇÕES REPAR E PONTE DA CAXIMBA, DE JANEIRO A DEZEMBRO .....	102
FIGURA 5.5 -	REGRESSÃO LINEAR PARA CHUVAS MENSAS DAS ESTAÇÕES REPAR E PONTE DA CAXIMBA, PARA OS MESES DE: (a) PRIMAVERA, (b) VERÃO, (c) OUTONO E (d) INVERNO .....	103
FIGURA 5.6 -	PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA VERSUS VOLUME DIÁRIO DE LIXIVIADO .....	105

FIGURA 5.7 -	CAMADA DE COBERTURA DE SOLO COM IRREGULARIDADES OBSERVADAS DURANTE A COLETA DE AMOSTRAS .....	108
FIGURA 5.8 -	a) CURVA DE SECAGEM; b) FUNÇÃO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NÃO SATURADA DO SOLO DE COBERTURA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA .....	109
FIGURA 5.9 -	CURVAS GRANULOMÉTRICAS DO SOLO DE COBERTURA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA - ENSAIOS DE SEDIMENTAÇÃO REALIZADOS SEM DEFLOCULANTE .....	112
FIGURA 5.10-	CURVAS GRANULOMÉTRICAS DO SOLO DE COBERTURA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA - ENSAIOS DE SEDIMENTAÇÃO REALIZADOS COM DEFLOCULANTE .....	112
FIGURA 5.11-	SIMULAÇÕES REALIZADAS PARA A CALIBRAÇÃO DO MODELO .....	118
FIGURA 5.12-	VOLUME DE LIXIVIADO DIÁRIO CALIBRADO DESDE O INÍCIO DA OPERAÇÃO DA FASE II .....	120
FIGURA 5.13-	RESPOSTAS DO MODELO ÀS VARIAÇÕES NA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E ESPESSURA DA CAMADA DE COBERTURA DOS RESÍDUOS .....	123

## LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 -	COEFICIENTES DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL (ES) PARA PRECIPITAÇÕES COM TEMPO DE RETORNO DE 5 A 10 ANOS .....	22
TABELA 2.2 -	GRUPOS DE SOLO DE ACORDO COM O MÉTODO DA CURVA NÚMERO .....	24
TABELA 2.3 -	CURVAS NÚMERO PARA DIFERENTES USOS E TIPOS DE SOLO, RELEVANTES PARA ATERROS SANITÁRIOS .....	24
TABELA 2.4 -	CLASSES DE CONDIÇÕES DE UMIDADE PARA CHUVAS ANTECEDENTES .....	25
TABELA 2.5 -	CURVAS NÚMERO RELEVANTES PARA ATERROS SANITÁRIOS .....	25
TABELA 2.6 -	COMPILAÇÃO DE CAPACIDADES DE CAMPO OBSERVADAS PARA RESÍDUOS SÓLIDOS .....	33
TABELA 2.7 -	VALORES PROPOSTOS PARA A TAXA DE INFILTRAÇÃO NA SATURAÇÃO .....	41
TABELA 2.8 -	VALORES PROPOSTOS PARA A TAXA DE INFILTRAÇÃO INICIAL .....	41
TABELA 2.9 -	FUNÇÕES DE RETENÇÃO DE UMIDADE .....	48
TABELA 2.10 -	FUNÇÕES DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA RELATIVA PARA CONDIÇÕES NÃO SATURADAS .....	49
TABELA 3.1 -	QUANTIDADES DE RESÍDUOS ATERRADOS DE ACORDO COM OS MACIÇOS, ATÉ ABRIL DE 2008 .....	69
TABELA 4.1 -	DEFINIÇÃO DO SISTEMA DE DRENAGEM DE FUNDO IDEALIZADO PARA O MODELO .....	82
TABELA 4.2 -	PARÂMETROS ADOTADOS PARA CÉLULAS TIPO DRENO .....	93
TABELA 4.3 -	PARÂMETROS ADOTADOS PARA AS CÉLULAS DE RESÍDUOS E PARA CÉLULAS ENCERRADAS .....	93
TABELA 5.1 -	PRODUÇÃO PER CAPTA DE RESÍDUOS SÓLIDOS PARA O PERÍODO DE 2002 E 2007 .....	98
TABELA 5.2 -	COMPOSIÇÃO MÉDIA DOS RESÍDUOS DESTINADOS NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA .....	99
TABELA 5.3 -	CHUVAS MENSAIS PARA A APLICAÇÃO DO MODELO AO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA, EM MILÍMETROS .....	104
TABELA 5.4 -	CARACTERIZAÇÃO DOS EVENTOS DE PRECIPITAÇÃO QUE RESULTARAM EM PICOS DE VAZÃO DE LIXIVIADO .....	107
TABELA 5.5 -	PARÂMETROS DO MODELO DE VAN GENUCHTEN .....	110
TABELA 5.6 -	PROPRIEDADES HIDRÁULICAS DO SOLO DE COBERTURA .....	111
TABELA 5.7 -	RESULTADOS DAS ANÁLISES DE GRANULOMÉTRICAS DO SOLO DE COBERTURA .....	113
TABELA 5.8 -	PARÂMETROS DE CALIBRAÇÃO E RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES REALIZADAS PARA O PERÍODO DE 20/11/2002 A 28/02/2008 .....	119

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	12
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b>	14
2.1 ASPECTOS DE PROJETO E OPERACIONAIS QUE INFLUENCIAM A FORMAÇÃO DE LIXIVIADO	15
2.2 PREVISÃO DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM ATERROS SANITÁRIOS	17
2.2.1 Método do Balanço Hídrico Global	17
2.2.2 Método do balanço hídrico combinado com a infiltração na camada de cobertura e o fluxo de lixiviado através das células do aterro	20
2.2.3 Precipitação ( <i>P</i> )	20
2.2.4 Escoamento superficial ( <i>ES</i> )	21
2.2.4.1 Método Racional	22
2.2.4.2 Método da Curva Número	23
2.2.5 Evaporação ( <i>EV</i> ) e Evapotranspiração ( <i>ET</i> )	26
2.2.5.1 Equação de Hargreaves e Samani	28
2.2.5.2 Equação de Penman	29
2.2.5.3 Equação de Thornthwaite	31
2.2.6 Armazenamento de umidade pelo solo e pelos resíduos ( <i>AS</i> )	32
2.2.7 Infiltração da água através da camada de cobertura dos resíduos ( <i>I</i> )...	34
2.2.7.1 Modelo de Green e Ampt	36
2.2.7.2 Equação de Philip	38
2.2.7.3 Modelo de Horton	40
2.2.7.4 Modelo de Holtan	41
2.2.8 Fluxo da água no interior do aterro sanitário	42
2.2.8.1 Fluxo de água em meios saturados	44
2.2.8.2 Fluxo de água em meios não saturados	46
2.2.8.3 Equação de Boussinesq	50
2.2.8.4 Modelo de McEnroe	51
2.3 MODELOS COMPUTACIONAIS PARA A SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM ATERROS SANITÁRIOS	52
2.3.1 HELP ( <i>Hydrologic Evaluation of Landfill Performance</i> )	53
2.3.2 MODUELO ( <i>Modelo de Diseño de Vertederos</i> ) – Módulo hidrológico	57
2.4 A IMPORTÂNCIA DA QUALIDADE DOS DADOS VERSUS QUALIDADE DO MODELO	62
2.5 ABORDAGENS DETERMINÍSTICA E ESTOCÁSTICA PARA A MODELAGEM DE ATERROS SANITÁRIOS	64
<b>OBJETIVOS</b>	67
OBJETIVO GERAL	67
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	67
<b>3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</b>	68
3.1 ASPECTOS OPERACIONAIS	69
3.2 ASPECTOS DE PROJETO	70
3.2.1 Impermeabilização de Fundo	70
3.2.2 Drenagem de Lixiviado	71

3.2.3 Drenagem de Águas Pluviais .....	73
3.3 CLIMA .....	74
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>75</b>
4.1 INSERÇÃO DE DADOS NO MODELO .....	77
4.1.1 Dados sobre Produção de Resíduos .....	77
4.1.2 Dados de Configuração do Aterro .....	78
4.1.2.1 Terreno de fundo .....	78
4.1.2.2 Células unitárias .....	79
4.1.2.3 Drenagem de lixiviado .....	80
4.1.3 Dados Climatológicos .....	83
4.2 PROCESSAMENTO DA INFORMAÇÃO NO MÓDULO HIDROLÓGICO E CONDIÇÕES DE CONTORNO .....	84
4.3 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS PARA A APLICAÇÃO DO MODUELO 2 NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA .....	86
4.3.1 Determinação das propriedades hidráulicas da camada de cobertura ...	86
4.3.2 Parâmetros adotados para a aplicação do MODUELO 2 no Aterro Sanitário de Curitiba .....	91
4.3.2.1 Escoamento superficial .....	91
4.3.2.2 Evapotranspiração .....	91
4.3.2.3 Infiltração .....	91
4.3.2.4 Fluxo horizontal de lixiviado .....	91
4.3.2.5 Fluxo vertical de lixiviado .....	92
4.3.2.6 Fluxo através dos drenos .....	92
4.4 AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS DO MODELO .....	94
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>96</b>
5.1 INSERÇÃO DE DADOS NO MODELO .....	96
5.1.1 Dados sobre Produção de Resíduos .....	96
5.1.2 Configuração do Aterro .....	99
5.1.3 Dados Climatológicos .....	101
5.2 DETERMINAÇÃO DAS PROPRIEDADES HIDRÁULICAS DA CAMADA DE COBERTURA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA .....	107
5.3 SIMULAÇÃO DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO .....	114
5.3.1 Qualidade dos Dados <i>versus</i> Qualidade do Modelo .....	122
<b>6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>126</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>130</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>141</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os principais impactos ambientais causados por aterros sanitários têm como causa a formação de gases e de lixiviado, também denominado líquido percolado, efluente líquido de aterros sanitários ou ainda chorume, denominação esta mais popular, compostos provenientes da infiltração, percolação de água no maciço e da biodegradação e lixiviação dos resíduos sólidos. Entre estes impactos podem ser citados incêndios e explosões, danos à vegetação, odores desagradáveis, poluição das águas subterrâneas, poluição do ar e aquecimento global.

Os riscos que os aterros sanitários representam à saúde pública e ao meio ambiente começaram a ser foco de atenção na década de 1970. Com o aumento da consciência em relação a temas como aquecimento global e desenvolvimento sustentável, os gestores de serviços de tratamento e disposição de resíduos têm sido pressionados a melhorar o controle das operações relacionadas e a minimizar os impactos ambientais. Neste contexto, a utilização de ferramentas gerenciais sob a forma de programas computacionais para a simulação do comportamento hidrológico de aterros sanitários surge para estabelecer metas sócio-econômicas e ambientais inerentes aos empreendimentos.

Assim, a utilização de modelos de simulação matemática dos processos que ocorrem em um aterro sanitário constitui uma ferramenta efetiva para o entendimento e gestão do sistema, que pode auxiliar no planejamento estratégico do empreendimento. Através dos resultados obtidos é possível avaliar os impactos do aterro em relação à área do empreendimento e à vizinhança, além de identificar possíveis riscos de falhas do sistema. Com estas informações podem ser realizados a verificação e o ajuste do dimensionamento, de acordo com a evolução do aterro ao longo do tempo. Através dos modelos também é possível efetuar previsões para cenários futuros, com simulação para diferentes alternativas de projeto, o que permite fundamentar as tomadas de decisão. As principais partes interessadas nos resultados e conclusões da modelagem dos processos em aterros sanitários podem ser, além dos próprios empreendedores e de órgãos executivos da administração pública, os organismos de fiscalização e controle ambiental, organizações não-governamentais e o público em geral. Portanto, a transparência das informações sobre as condições operacionais e de controle ambiental, em áreas de aterros sanitários, promove

credibilidade da população em relação ao sistema operacionalizado para a disposição final de resíduos sólidos urbanos.

A modelagem de aterros sanitários, por meio de equações matemáticas, pode ter como principais objetivos a simulação do movimento de líquidos no interior do maciço, a biodegradação da matéria orgânica presente nos resíduos, a produção de biogás e os recalques decorrentes da acomodação do maciço. Em especial, a avaliação da qualidade e da quantidade de lixiviado gerado é um item de muita importância para o gerenciamento de um aterro sanitário.

Em função dos problemas apresentados ao longo dos anos, desde a sua implantação, este trabalho teve como objetivo a modelagem dos processos hidrológicos em aterros sanitários para simulação da geração de lixiviado, utilizando o Aterro Sanitário de Curitiba - Caximba, como estudo de caso. Operando desde novembro de 1989, este aterro está atualmente autorizado a receber resíduos de 17 dos 26 Municípios da Região Metropolitana de Curitiba, o que representa a média diária de cerca de 2.300 toneladas de resíduos sólidos urbanos, sendo que a população total atendida por este aterro é de cerca de 3.088.000 habitantes (IBGE, 2007).

A modelagem do Aterro Sanitário de Curitiba foi realizada através da aplicação do modelo computacional MODUELO 2, desenvolvido pelo Grupo de Engenharia Ambiental da *Universidad de Cantabria*, na Espanha, formado por Lobo e colaboradores (2002a, 2002b, 2003a, 2003b, 2007). O desenvolvimento do trabalho envolveu as etapas de definição dos dados e parâmetros requeridos pelo modelo, coleta de informações e dados específicos do local de estudo e de literatura, avaliação da qualidade e pré-processamento dos dados, inserção dos dados no programa MODUELO 2, processamento dos dados e análise e discussão dos resultados.

Este estudo é uma importante ferramenta para a compreensão dos processos envolvidos na geração de lixiviado no Aterro Sanitário de Curitiba, identificação e sugestão de algumas medidas para controlar este aspecto e atenuar os impactos ambientais decorrentes. Também deve ser salientado que os resultados deste estudo poderão fornecer uma ferramenta para a tomada de decisão em termos da operação do aterro e, também, para o direcionamento de futuras decisões quanto à destinação final dos resíduos da Região Metropolitana de Curitiba.

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

As primeiras tentativas de modelagem de aterros sanitários surgiram na década de 1970 (FILOS e KHANBILVARDI, 1993). Os primeiros modelos consideravam os diversos fenômenos físicos, químicos ou biológicos de maneira independente, e ainda sem interação entre as fases sólida, líquida e gasosa dos resíduos, numa tentativa de simplificação dos processos (ZACHAROF e BUTLER, 2004a). Atualmente, para avaliar os aspectos ambientais do aterro sanitário de maneira geral, a tendência é que sejam consideradas as interações entre cada fenômeno, vinculando-se diferentes expressões matemáticas. Esses modelos mais recentes, como por exemplo aqueles que consideram as interações entre as fases sólida, líquida e gasosa nos processos, têm a capacidade de representar, de maneira mais fiel, o ambiente do aterro. Porém, algumas tentativas de modelagem têm produzido formulações bastante complexas, que requerem uma quantidade de dados de entrada demasiadamente grande, o que é incompatível com a disponibilidade geralmente encontrada na realidade (YOUNG e DAVIES, 1992 citado por ZACHAROF e BUTLER, 2004b). Vários trabalhos têm surgido do desenvolvimento de equações analíticas e de análises experimentais em laboratório ou de campo, e consideram a integração dos fenômenos hidrológicos e de biodegradação, entretanto, sem aplicação verificada para diferentes tipos de aterros e de condições ambientais (POHLAND e AL-YOUSFI, 1995; AL-YOUSFI e POHLAND, 1998; LEE *et al.*, 2001; HAARSTRICK *et al.*, 2001; HOSSER *et al.*, 2003; WHITE *et al.*, 2003; WHITE *et al.*, 2004; YILDIZ *et al.*, 2004; ZACHAROF e BUTLER, 2004a,b; KINDLEIN *et al.*, 2006).

Entretanto, um problema freqüentemente encontrado está relacionado às formulações demasiadamente simplificadas, que podem deixar de representar adequadamente alguns processos fundamentais do sistema (GÖNÜLLÜ, 1994a, 1994b). Assim, os contrastes entre as abordagens existentes, podem ser referentes a uma simplificação grosseira dos processos ou a uma complexidade extrema (ZACHAROF e BUTLER, 2004a).

Ao selecionar um determinado modelo matemático a ser utilizado, primeiramente devem ser levados em consideração os objetivos da simulação e as respostas esperadas, além dos fenômenos e processos de interesse. A disponibilidade e precisão das informações de entrada também são fatores chave para a seleção do método mais apropriado, pois este pode requerer dados e



parâmetros específicos do local ou, então, permitir a adoção de valores disponibilizados por outros autores. Assim, o uso de abordagens inconsistentes ou a escolha de um modelo inapropriado pode levar a resultados inválidos (MCMAHON *et al.*, 2001).

## 2.1 ASPECTOS DE PROJETO E OPERACIONAIS QUE INFLUENCIAM A FORMAÇÃO DE LIXIVIADO

A formação do lixiviado em aterros sanitários ocorre principalmente pela percolação não uniforme e intermitente de água através da massa de resíduos, com a lixiviação de compostos solúveis encontrados nos resíduos sólidos ou formados em processos químicos e biológicos. Esta água provém, principalmente, da precipitação atmosférica, irrigação e escoamento superficial, que infiltra pela camada de cobertura do aterro; de eventual influxo de água subterrânea através da camada de fundo; da umidade inicial contida nos resíduos e, em menor parcela, da decomposição dos resíduos devido à atividade microbológica (EL-FADEL *et al.*, 1997).

Para aterros sanitários em operação, ainda não encerrados, a liberação de água contida nos poros dos resíduos, devido ao seu peso próprio e das camadas de resíduos a serem sobrepostas, influencia nas taxas de geração de lixiviado. Um fator que contribui para o aumento da quantidade de lixiviado é a codisposição de resíduos com grande teor de umidade, como lodos provenientes de estações de tratamento de esgotos domésticos, por exemplo. A vazão de lixiviado em aterros sanitários é, portanto, bastante específica para cada local e se apresenta como função da disponibilidade de água e das condições climáticas, bem como das características dos resíduos, da superfície do aterro e do solo do local.

Assim sendo, para minimizar a geração de lixiviado e conseqüentemente os impactos ambientais decorrentes, é fundamental que haja um planejamento e dimensionamento de estruturas específicas para cada local, expressas em um projeto elaborado em função das características próprias do local onde será implantado o aterro sanitário, como composição e quantidade dos resíduos a serem recebidos, clima e topografia.

Os projetos de aterros sanitários baseiam-se em algumas premissas básicas, como a construção de uma camada de baixa condutividade hidráulica, representada pela impermeabilização de fundo da base do aterro, que restringe a infiltração do

lixiviado no terreno natural, e de um sistema de drenagem para coletar estes líquidos, como apresentado na Figura 2.1.

A instalação de uma camada de baixa condutividade hidráulica para cobertura final do aterro também é de fundamental importância, colaborando para a minimização da infiltração da água no maciço. O crescimento de vegetação sobre a cobertura também é geralmente previsto em projetos de aterros sanitários, com a finalidade de diminuir a quantidade de lixiviado através da evapotranspiração da água que infiltra na camada de cobertura final.

O sistema de drenagem de águas pluviais ou precipitadas também deve estar previsto em projeto, com a finalidade de evitar o acúmulo de águas precipitadas sobre a superfície e posterior infiltração no maciço. Em um sistema de drenagem de águas pluviais dimensionado de maneira inadequada pode ocorrer o aumento na geração de lixiviado devido à maior infiltração das águas acumuladas sobre a superfície.

Alguns aspectos operacionais também têm influência na quantidade de lixiviado gerada. A prática de cobertura sistemática dos resíduos com frequência regular, configurando as denominadas células, independentemente da cota final de projeto, também é muito importante para minimizar a geração de lixiviado.

O peso específico compactado em campo dos resíduos obtido também é um fator importante. Resultados de um estudo realizado por Ehrig em 1983, em 13 aterros sanitários na Alemanha, mostraram que o equipamento utilizado para a compactação dos resíduos influenciava as taxas de geração de lixiviado. Neste estudo, foi observado que esta taxa variou de 15 a 25% em relação à precipitação anual, nos casos em que eram utilizados rolos compactadores com rodas metálicas, enquanto para tratores de esteira aumentou para uma faixa de 25 a 50% (EHRIG, 1983).

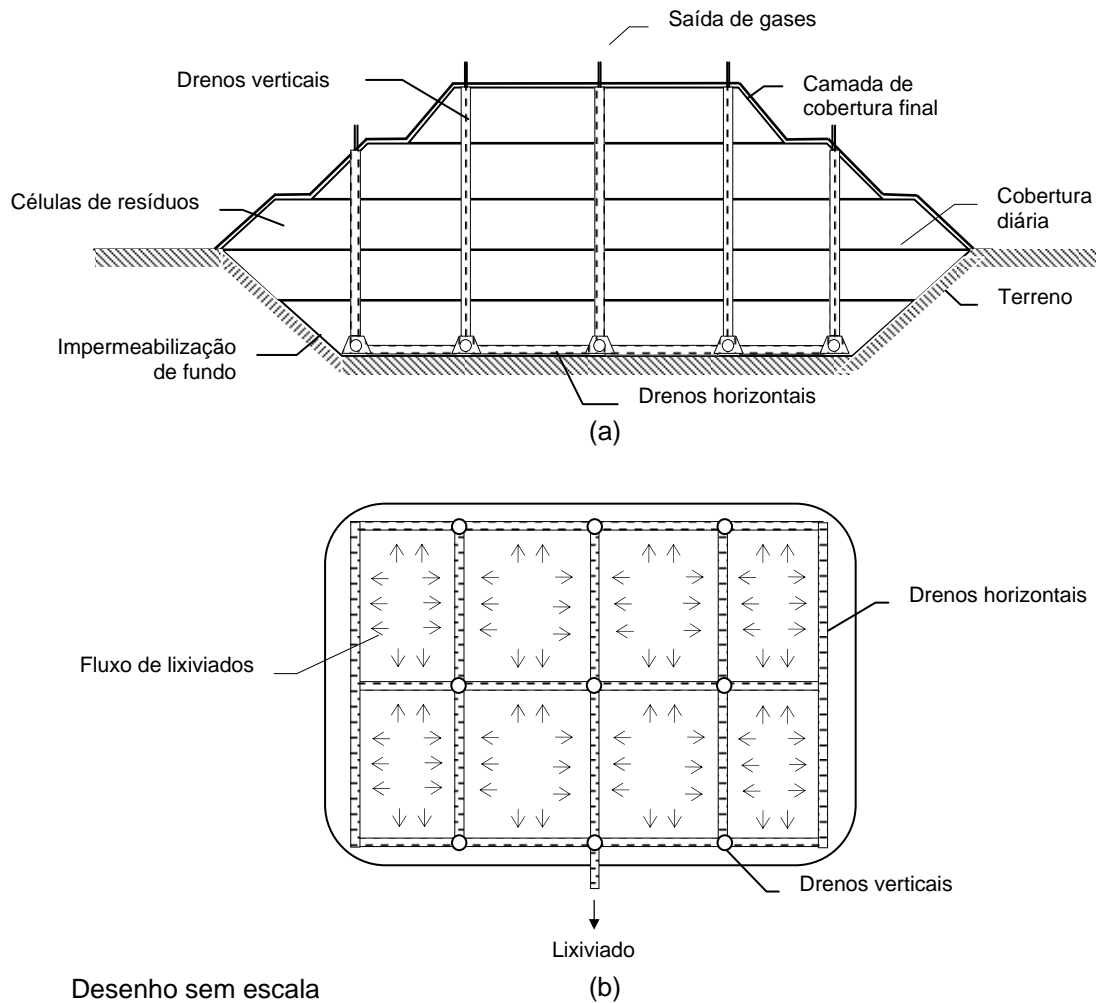


FIGURA 2.1 – ATERRO SANITÁRIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: (a) EM CORTE; (b) EM PLANTA

FONTE: A AUTORA

## 2.2 PREVISÃO DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM ATERROS SANITÁRIOS

As taxas de geração de líquido em aterros sanitários variam significativamente, sendo que existem diferentes métodos para a quantificação. Segundo Bagchi (2004), a influência da precipitação pluviométrica é bastante expressiva, entretanto, apresenta elevada complexidade.

Por questões práticas, a maioria dos métodos negligencia a parcela de líquido proveniente da biodegradação dos resíduos. (BAGCHI, 2004).

### 2.2.1 Método do Balanço Hídrico Global

O método do balanço hídrico global permite quantificar os líquidos percolados em um aterro considerando o balanço das entradas e saídas de água no maciço de

resíduos, em um determinado período de tempo, descrito na sua forma mais simples pela Equação (2.1).

$$LIX = P - ET - ESC - AS \quad (2.1)$$

onde:

$LIX$  = quantidade de lixiviado gerado [mm]

$P$  = precipitação pluviométrica [mm]

$ET$  = evapotranspiração [mm]

$ESC$  = escoamento superficial [mm]

$AS$  = armazenamento de umidade pelo solo e pelos resíduos [mm]

Como pode ser observado na Figura 2.2, este método considera que parte da precipitação pluviométrica sobre o aterro ( $P$ ) escoa superficialmente ( $ES$ ) e parte é evaporada e utilizada pela vegetação ( $ET$ ). O restante infiltra no corpo do aterro, sendo parte retida pelo solo ( $AS$ ) de cobertura e pelos resíduos.

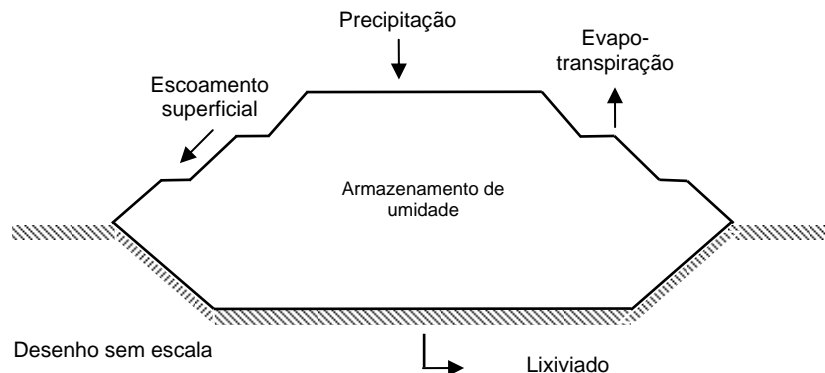


FIGURA 2.2 – MÉTODO DO BALANÇO HÍDRICO GLOBAL

FONTE: A AUTORA

O método do balanço hídrico global é relativamente simples e por isso foi utilizado com grande frequência até o início da década de 1980 para prever as taxas de geração de lixiviado. Entretanto, quando se compara os resultados de sua aplicação com a vazão medida em campo, os padrões de geração de lixiviado nem sempre são reproduzidos adequadamente (GUYONNET *et al.* 1998).

Estudos em células teste e verificações em campo mostraram que o Balanço Hídrico Global resulta em margens de erro elevadas para a avaliação da geração de lixiviado. Por exemplo, em 125 casos estudados pela *SCS Engineers*, apresentaram uma diferença média entre os resultados obtidos por cálculo e a medição em campo variando de 83% a 1543%, sendo que em 43% dos casos o volume de lixiviado

produzido foi subestimado, e, em 57%, superestimado (SCS, 1976, citado por BAGCHI, 2004).

Na Dinamarca, Poulsen e Møldrup (2005) aplicaram um modelo baseado no balanço hídrico global em pesquisas que compreenderam um período de 13 anos de geração de lixiviado em um aterro sanitário. O objetivo do estudo foi avaliar a capacidade do modelo em prever a geração de lixiviado um aterro sanitário ainda em operação, com a verificação da influência do avanço das células, da cobertura dos resíduos e da vegetação sobre esta. Os resultados mostraram que as espécies vegetais e a profundidade das raízes podem representar um efeito considerável sobre a geração de lixiviado. O plantio de árvores diminuiu a taxa média de geração anual de lixiviado em 15%. Além disso, foi concluído que, se mudanças na configuração das células e da sua cobertura forem ignoradas, podem haver erros de até 100% nas taxas previstas de geração anual de lixiviado, em relação aos valores medidos em campo.

Velásquez e colaboradores (2003a) apresentaram o método do “balanço hídrico serial”, em que a geração total de lixiviado é calculada em função da aplicação do balanço hídrico individualmente para cada célula do aterro. Desta maneira pode-se simular o efeito da percolação da água das células superiores em direção às inferiores. Os resultados da aplicação deste método, em um aterro localizado na cidade de Nuevo Laredo, Tamaulipas, no México, com temperaturas diárias máximas registradas relativamente altas, demonstraram capacidade de previsão de geração de lixiviado de 67%, para um período de 4 anos, o que foi considerado satisfatório.

Ainda segundo Velásquez, (2003a), algumas limitações do método do balanço hídrico global ou dos programas computacionais que nele se baseiam podem ser citadas. De acordo com este autor, as variações sofridas pelo material de cobertura ou pelos resíduos com o tempo não são consideradas, sejam pela decomposição ou pela sobrecarga advinda do aumento da altura do aterro. A evolução das células bem como da frente de trabalho, que ainda não possua cobertura adequada, não são consideradas ao longo do tempo, o que facilita a infiltração de água no maciço. Como a maioria dos aterros sanitários utiliza o método construtivo de células, o efeito entre as células adjacentes também é ignorado por esta abordagem. Por fim, os modelos de balanço hídrico global não possuem a capacidade de simular a distribuição espacial e temporal da geração de lixiviados em aterros durante a operação e em certo período após o encerramento.

### 2.2.2 Método do balanço hídrico combinado com a infiltração na camada de cobertura e o fluxo de lixiviado através das células do aterro

Para tentar superar as simplificações e as deficiências do método do balanço hídrico global, foram produzidos métodos e modelos computacionais que prevêem a geração de lixiviado pela simulação da infiltração da água através da cobertura dos resíduos, do fluxo de lixiviado no interior do maciço e através dos drenos. Assim, foram utilizados os mesmos processos descritos pelo método do balanço hídrico global: precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, armazenamento de umidade pelo solo e pelos resíduos, além da infiltração e do fluxo de lixiviado, como apresentado na Figura 2.3.

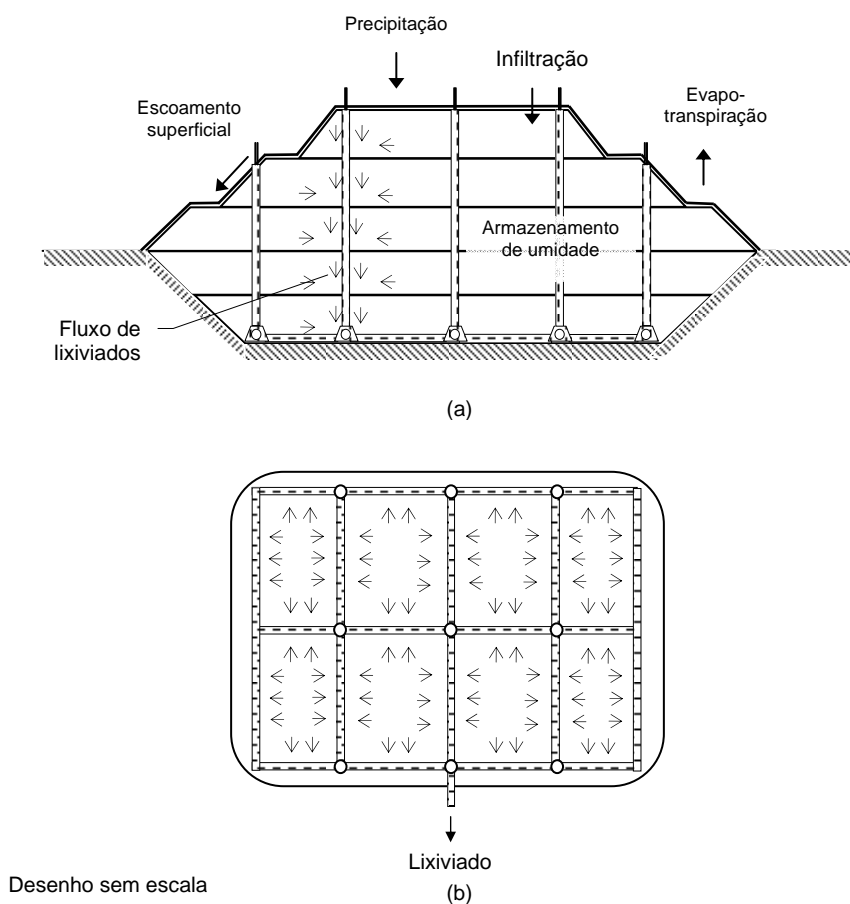


FIGURA 2.3 – PROCESSOS HIDROLÓGICOS PARA PREVISÃO DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM UM ATERRO SANITÁRIO, (a) EM CORTE E (b) EM PLANTA

FONTE: A AUTORA

### 2.2.3 Precipitação ( $P$ )

A precipitação é uma das variáveis de maior importância em estudos hidrológicos, que por conceito é toda água proveniente do meio atmosférico que

atinge a superfície terrestre (TUCCI, 1993), podendo estar principalmente sob a forma de chuva, granizo, orvalho, geada e neve.

A altura de precipitação é a grandeza que caracteriza a chuva, como sendo a espessura média em milímetros da lâmina d'água que recobriria uma região atingida pela precipitação, não suscetível aos fenômenos de infiltração, escoamento superficial ou evaporação.

As séries de precipitação obtidas através de aparelhos como pluviômetros e pluviógrafos estão freqüentemente sujeitas a erros e inconsistências, que podem ser grosseiros, como, por exemplo, o transbordamento do pluviômetro, erros sistemáticos, como falta de regulação no relógio do pluviógrafo, e erros de transcrição de dados a partir dos boletins originais (SANTOS, 2001). Por isso é necessário processar, corrigir e dar consistência aos dados medidos. Alguns erros são fortuitos e não são possíveis de serem corrigidos, como a ação do vento, que pode causar diminuição da coleta de gotas pelo pluviômetro (BENETI *et al.*, 2002, citado por MOREIRA, 2005).

Outra grandeza de muita importância em estudos hidrológicos é a intensidade da chuva, ou seja, a altura de água precipitada em certo período de tempo. Grandes intensidades de chuva provocam grandes escoamentos superficiais, mesmo em solos não saturados, pois o volume de água que atinge a superfície do solo é superior à sua taxa de infiltração (MOREIRA, 2005).

A distribuição temporal e espacial da precipitação também é relevante, pois a chuva é um fenômeno contínuo em um espaço limitado, em contraste com as medições pluviométricas, que são feitas apenas em alguns pontos da área de interesse. A interpolação e a extrapolação dos dados observados em uma estação para toda a área de interesse devem ser consideradas de maneira criteriosa (MOREIRA, 2005).

#### 2.2.4 Escoamento superficial (*ESC*)

O escoamento superficial pode ser determinado em campo ou estimado por meio de relações empíricas. Para a determinação em campo é necessário um sistema de teste fechado, com o mesmo tipo de solo e de vegetação do aterro, em que possam ser estudadas áreas de diferentes tamanhos e com diferentes inclinações. Apesar disto, as relações empíricas para a estimativa do escoamento superficial apresentam uma acurácia razoável, o que geralmente é mais vantajoso do que a realização de testes em campo (BAGCHI, 2004; LAL e SHUKLA, 2004).

Entre as relações empíricas, podem ser citados dois métodos que são largamente utilizados nos Estados Unidos, o Método Racional e o Método da Curva Número, do *Soil Conservation Service* (BAGCHI, 2004).

#### 2.2.4.1 Método Racional

O método racional é geralmente utilizado para estimar a vazão de pico do escoamento superficial em pequenas bacias, e considera a intensidade da chuva e a área da região estudada (Equação 2.2) (BAGCHI, 2004):

$$ES = C \times i \times A \quad (2.2)$$

onde:

$ES$  = vazão do escoamento superficial [ $L^3T^{-1}$ ]

$C$  = coeficiente de escoamento superficial (adimensional)

$i$  = intensidade da precipitação [ $LT^{-1}$ ]

$A$  = área da superfície do terreno [ $L^2$ ]

A acurácia deste método depende da escolha apropriada do coeficiente  $C$ . Alguns valores de  $C$ , obtidos por pesquisas realizadas pela ASCE (1960), são apresentados na Tabela 2.1, para obtenção do escoamento superficial.

TABELA 2.1 - COEFICIENTES DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL (ES) PARA PRECIPITAÇÕES COM TEMPO DE RETORNO DE 5 A 10 ANOS

Descrição	Coeficientes de ES
Áreas não beneficiadas	0,10 a 0,30
Áreas gramadas, solo arenoso	
Plano, declividade 2%	0,05 a 0,10
Médio, declividade 2 a 7%	0,10 a 0,15
Íngreme, declividade 7%	0,15 a 0,20
Áreas gramadas, solo argiloso	
Plano, declividade 2%	0,13 a 0,17
Médio, declividade 2 a 7%	0,18 a 0,22
Íngreme, declividade 7%	0,25 a 0,35

FONTE: AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (ASCE) (1960, citado por BAGCHI, 2004)

Suas desvantagens são a adoção do período de retorno da chuva como igual ao da vazão, a não consideração da relação entre a duração da precipitação e o escoamento, dos teores de umidade do solo antecedentes e da condutividade hidráulica do material de cobertura.



#### 2.2.4.2 Método da Curva Número

O Método da Curva Número, ou número de deflúvio, desenvolvido pelo *Soil Conservation Service* (SCS, 1957, citado por Tucci 1993), e usualmente mais aplicado na área de Hidrologia e Engenharia de Recursos Hídricos, relaciona o escoamento superficial ao tipo de solo, uso da terra, práticas de manejo e teores de umidade do solo antecedentes. As condições de umidade antecedentes são divididas em três grupos, de acordo com a estação do ano e um histórico de precipitação de 5 dias. Os solos, por sua vez, são divididos em quatro tipos, de acordo com sua facilidade para provocar o escoamento, desde argilas, onde o escoamento ocorre com mais facilidade, até areias e pedregulhos, onde praticamente não há escoamento superficial. O uso do solo e sua cobertura são determinados, e a curva número é obtida por meio das Tabelas 2.2 a 2.5 a seguir. O escoamento superficial pode ser estimado então através da Equação (2.3):

$$Q = \frac{(P - 0,2 \times S)^2}{P + 0,8 \times S} \quad (2.3)$$

onde:

$Q$  = escoamento superficial (mm)

$P$  = precipitação (mm)

$S$  = capacidade máxima de infiltração (mm)

A equação (2.3) é válida para  $P > 0,2 \times S$ . Quando  $P < 0,2 \times S$ ,  $Q = 0$ . A capacidade máxima de infiltração da camada de solo foi relacionada a um fator  $CN$  (curva número) pelos autores, pela Equação (2.4)

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (2.4)$$

onde:

$S$  = capacidade máxima de infiltração

$CN$  = curva número (adimensional)

Os valores do parâmetro  $CN$  são tabelados, de acordo com quatro tipos de solo distintos (Tabelas 2.2 e 2.3).

TABELA 2.2 - GRUPOS DE SOLO DE ACORDO COM O MÉTODO DA CURVA NÚMERO

Descrição do solo	Grupo
Solos com altas taxas de infiltração, como perfis arenosos profundos com pouco silte e argila	A
Solos com taxas de infiltração moderadas, com textura de moderadamente grossa a moderadamente fina	B
Solos com taxas de infiltração lentas, com textura de moderadamente fina a fina	C
Solos com taxas de infiltração muito lentas, predominantemente argilosos com baixa condutividade hidráulica	D

FONTE: *SOIL CONSERVATION SERVICE* (1972, citado por BAGCHI, 2004)

TABELA 2.3 - CURVA NÚMERO PARA DIFERENTES USOS E TIPOS DE SOLO, RELEVANTES PARA ATERROS SANITÁRIOS

Uso do solo	Prática agrícola	Condição hidrológica	Grupos de solos		
			B	C	D
Não cultivado	Em curvas de nível	Pobre	79	84	88
	Em curvas de nível	Boa	75	82	86
	Em curvas de nível, terraceado	Pobre	74	80	82
	Em curvas de nível, terraceado	Boa	71	78	81
Pastagens	Em curvas de nível	Pobre	67	81	88
	Em curvas de nível	Razoável	59	75	83
	Em curvas de nível	Boa	35	70	79

\* Condição hidrológica pobre: menos do que 50% da área coberta por vegetação

\* Condição hidrológica razoável: de 50% a 75% da área coberta por vegetação

\* Condição hidrológica boa: mais do que 75% da área coberta por vegetação

FONTE: *SOIL CONSERVATION SERVICE* (1972, citado por BAGCHI, 2004).

Os valores de *CN* da Tabela 2.3 referem-se a condições médias de umidade antecedente. Na tabela 2.5 são apresentados os valores de *CN* corrigidos, de acordo com as classes de condição de umidade e a precipitação acumulada dos cinco dias anteriores, considerando-se as chuvas crescentes e decrescentes, isto é, anteriores e posteriores ao pico de intensidade da precipitação, de acordo com a Tabela 2.4.

TABELA 2.4 - CLASSES DE CONDIÇÕES DE UMIDADE PARA CHUVAS ANTECEDENTES

Chuva antecedente: 5 dias (mm)		Classe de Condição de Umidade
Estação crescente	Estação decrescente	
> 28 mm	> 53 mm	III
Entre 13 e 28 mm	Entre 36 e 53 mm	II
< 13 mm	< 36 mm	I

FONTE: *SOIL CONSERVATION SERVICE* (1972, citado por BAGCHI, 2004)

TABELA 2.5 – CURVAS NÚMERO RELEVANTES PARA ATERROS SANITÁRIOS

CN para Condição II	CN para Condições de chuvas antecedentes	
	I	II
90	78	96
88	75	95
86	72	94
84	68	93
82	66	92
80	63	91
78	60	90
76	58	89
74	56	88
72	53	86
70	51	85
68	48	84
66	46	82
64	44	81
62	42	79
60	40	78
58	38	76
56	36	75
54	34	73
52	32	71
50	31	70
48	29	68
46	27	66
44	25	64
42	24	62
40	22	60
38	21	58
36	19	56
34	18	54

FONTE: *SOIL CONSERVATION SERVICE* (1972, citado por BAGCHI, 2004)

### 2.2.5 Evaporação (*EV*) e Evapotranspiração (*ET*)

A evaporação é o processo físico em que a água passa do estado líquido para vapor de água e é transferida para a atmosfera. A perda da água do solo por evaporação, combinada com a transpiração das plantas, consiste na evapotranspiração, fenômeno que une os dois processos devido à dificuldade de medi-los separadamente (TUCCI, 2003). A evapotranspiração potencial (*ETP*) é a quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração na unidade de tempo, de uma superfície extensa, completamente coberta de vegetação de porte baixo e bem suprida de água. A evapotranspiração real (*ETR*) é a quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração, nas condições reais atmosféricas e de umidade do solo, sendo sempre menor ou igual que a potencial (PENMAN, 1956, citado por TUCCI, 1993).

Em projetos de aterros sanitários, para favorecer a evapotranspiração, procura-se dimensionar a camada de cobertura final para reduzir a quantidade de água infiltrada e, conseqüentemente, a geração de lixiviado. Isto pode ser alcançado, por exemplo, pela utilização de uma camada de cobertura monolítica, composta por apenas uma camada espessa de solo de baixa condutividade hidráulica, que possua uma capacidade adequada de armazenamento de água, de modo que a água infiltrada no solo seja retida e possa posteriormente ser removida por evapotranspiração (DWYER, 2003). Outra forma alternativa de se favorecer a *ET* é a construção de uma cobertura que atue como uma barreira capilar, composta por uma camada de granulometria fina sobre outra de granulometria grossa. As forças de capilaridade geradas entre as camadas impedem que a água infiltre na camada grosseira, fazendo com que ela seja armazenada pelo solo fino e posteriormente evaporada (ABICHOU, LIU e TAWFIQ, 2004).

A quantidade de água evaporada depende da quantidade de água disponível, podendo variar de 0%, em solos secos, a 100%, em solos saturados. Portanto, para que a evapotranspiração ocorra, existe a necessidade da existência de condições favoráveis, também dependendo de fatores como umidade inicial do solo, tipo de vegetação e seu estágio de crescimento, radiação solar, velocidade do vento, temperatura e umidade relativa do ar. Algumas das propriedades do solo que influenciam a *ET* são aquelas que determinam as forças de coesão e adesão que retêm as moléculas de água no solo, como a granulometria. A profundidade da

atuação da evapotranspiração varia de aproximadamente 10 cm para argilas e 20 cm para areia, sendo que nas camadas mais profundas de solo a *ET* pode ser considerada negligenciável (CHOW, 1964, citado por BAGCHI, 2004). Na prática, 80% da umidade retirada do solo pelas raízes das plantas estão localizados nos primeiros centímetros do solo de cobertura (FOTH e TURK, 1943, citado por BAGCHI, 2004). Portanto, não é apropriado supor que toda a extensão das raízes atuará no processo de evapotranspiração, o que leva a concluir que, após determinada profundidade, um grande incremento na camada de vegetação não produzirá significativo aumento na quantidade de água retirada por evapotranspiração. Schroeder e colaboradores (1994, citado por LOBO, 2003) desenvolveram uma equação empírica (2.5) para definir a “profundidade máxima de evaporação”, que considera a condutividade hidráulica saturada (*K*) da superfície para estimar a espessura da camada de solo como fonte de umidade para o processo de evapotranspiração:

$$H_{eva} = 4,6068 \times 1,5952^{\log_{10} K} \quad (2.5)$$

onde:

$H_{eva}$  = profundidade máxima de evaporação [L]

$K$  = condutividade hidráulica saturada da superfície [ $LT^{-1}$ ]

A camada superficial de solo está sujeita à evapotranspiração até atingir o ponto de murchamento permanente (*PMP*). Conceitualmente, o *PMP* representa o teor de umidade mínima, em que as forças que retêm a água do solo são maiores do que a capacidade das raízes das plantas para extraí-la, fazendo com que suas folhas murchem permanentemente. Este ponto tem uma grande variação entre os diversos tipos de solos, sendo que solos com maiores teores de argila apresentam *PMP* maior. Por outro lado, características como agregação, porosidade e teor de matéria orgânica não exercem grande influência no ponto de murchamento permanente (LAL e SHUKLA, 2004).

Para prever a evaporação e a evapotranspiração potencial existem dois métodos principais, a) por meio de relações empíricas e b) por meio de abordagens teóricas. As relações empíricas foram desenvolvidas baseadas nas taxas de evaporação obtidas por lisímetros, que consistem em quantificar a entrada, o armazenamento e a saída de água em um volume de solo confinado. Existem outros sistemas de medição direta de evaporação, como o tanque classe A. O tanque classe

A é um evaporímetro circular, que deve ser cheio de água limpa. A leitura direta da variação do nível d'água caracteriza a evaporação no período.

Entre as abordagens teóricas, as de Hargreaves e Samani e de Penman, para a estimativa da evaporação potencial; e a de Thornthwaite, para a evapotranspiração potencial, são as três mais difundidas e aplicadas, sendo descritas, a seguir. Além delas existem outras, como as de Blaney-Criddle e Blaney-Morin, como variações das três primeiras. Entretanto, para todos os métodos, existe uma grande dificuldade para prever o valor exato da evaporação e evapotranspiração atuante sobre uma determinada área, devido à variabilidade e dificuldade de determinação de parâmetros que devem ser considerados.

#### 2.2.5.1 Equação de Hargreaves e Samani

Esta equação foi desenvolvida em 1985 para estimativa da evaporação ( $E_0$ ) a partir de modificação da equação original de Hargreaves, 1974, tem sua aplicação indicada para casos em que não se dispõe de registros de dados meteorológicos completos. Este método (Equações 2.6 e 2.7) é recomendado pela Sociedade Americana de Engenheiros Civis (ASCE) como alternativa ao método de Penman (LOBO, 2003a), que necessita de um maior número de dados de entrada. O objetivo dos autores era desenvolver um método simples e de aplicação possível para uma variedade de climas diferentes, com a utilização de apenas dois parâmetros, temperatura e energia solar (HARGREAVES e ALLEN, 2003, citado por FONTENOT, 2004).

$$E_0 = \frac{0,0023 \times (T_{MAX} - T_{MIN})^{0,5} \times \left( \frac{T_{MAX} + T_{MIN}}{2} + 17,8 \right) \times Ra}{\lambda} \quad (2.6)$$

onde:

$T_{max}$  = temperatura diária máxima (°C)

$T_{min}$  = temperatura diária mínima (°C)

$Ra$  = radiação solar média, (cal/cm<sup>2</sup>/d)

$\lambda$  = calor latente de evaporação da água (cal/cm<sup>2</sup>/mm)

para

$$\lambda = 59,737 - 0,00564 \times \left( \frac{T_{MAX} + T_{MIN}}{2} \right) \quad (2.7)$$

### 2.2.5.2 Equação de Penman

Desenvolvida em 1948, a equação de Penman é uma abordagem teórica que combina os métodos aerodinâmico e de balanço de energia na superfície do solo para o cálculo da evaporação potencial (*EVP*). Com a finalidade de aperfeiçoar e simplificar o método de Penman, ao longo do tempo, pesquisadores como Monteith (1965) e Doorenbos e Pruitt (1977, citado por KOBAYAMA e VESTENA, 2006) sugeriram modificações, criando as denominadas equações de Penman modificadas (Equações 2.8 a 2.17).

$$EVP = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} E_r + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma} E_a \quad (2.8)$$

onde:

$E_r$  = energia de radiação (mm), dada pela equação (2.9)

$E_a$  = energia aerodinâmica para evaporação (mm)

$\Delta$  = inclinação da curva de tensão de saturação *versus* temperatura (mmHg/°C)

$\gamma$  = constante psicrométrica = 0,485 mm Hg/°C

$$E_r = \frac{R_I \times (1 - r) - R_0}{\lambda} \quad (2.9)$$

onde:

$R_I$  = radiação incidente (cal/cm<sup>2</sup>/d)

$R_0$  = radiação refletida (cal/cm<sup>2</sup>/d)

$r$  = albedo, relação entre a radiação de onda curta (solar) refletida e a radiação global incidente

para

$$\lambda = 59,732 - 0,0564.T \quad (2.10)$$

$T$  = temperatura média diária do ar (°C)

$$R_I = R_s \left( 0,18 + 0,55 \times \frac{n}{N} \right) \quad (2.11)$$

$R_s$  = radiação solar, de acordo com a latitude e época do ano (cal/cm<sup>2</sup>/d)

$n/N$  = fração de horas de sol com relação ao máximo período de insolação

$$R_0 = \sigma \times (T + 273)^4 \times (0,56 - 0,09\sqrt{e}) \times \left( 0,1 \times 0,9 \times \frac{n}{N} \right) \quad (2.12)$$

$\sigma$  = constante de Stefan-Boltzmann =  $1,18944 \times 10^{-7}$  (cal/cm<sup>2</sup>/d/°K)

$e$  = tensão de vapor do ar (mmHg)

para

$$e = \varepsilon \times \frac{e_a}{100} \quad (2.13)$$

$\varepsilon$  = umidade relativa

$e_a$  = tensão de vapor de saturação à temperatura T (mm Hg)

$$e_a = 7,501 \times \exp\left(\frac{16,78 \times T - 116,9}{273,3 + T}\right) \quad (2.14)$$

$$E_a = 0,35 \times (0,5 + 0,54.v) \times (e_a - e) \quad (2.15)$$

$$v = \frac{R.1000}{3600 \times 24} \quad (2.16)$$

$v$  = velocidade do vento a 2 m da superfície (m/s)

$R$  = distância percorrida pelo vento em 24 horas (km)

$$\Delta = \frac{4098}{(T + 237,3)^2} \times 7,5 \times \exp\left(\frac{16,78 - 116,9}{273,3 + T}\right) \quad (2.17)$$

Na determinação da evapotranspiração pelo método de Penman, o balanço de energia de radiação possui grande influência e é, freqüentemente, estimado por métodos empíricos. O que garante a acurácia destes métodos é a utilização de coeficientes empíricos específicos para determinar ao local de aplicação, pois a incidência da radiação varia com a latitude, clima e estação do ano (YIN *et al.*, 2008).

O albedo, definido como a relação entre a radiação solar refletida e a radiação global (Equação 2.8), embora seja variável durante o ano, na maioria dos casos é adotado a partir de valores publicados em literatura para determinada superfície. Este valor pode ser obtido por meio da utilização de piranômetro e piranômetro invertido, que medem a radiação solar global incidente em um ponto e a radiação refletida, respectivamente.

Um procedimento empírico para adaptar a aplicação da equação de Penman a diferentes regiões é a utilização do conceito de evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ), por meio do qual relaciona-se coeficientes relacionados a parâmetros climáticos como vento, umidade relativa e latitude. Para se estimar o efeito da vegetação sobre a  $ET$



utiliza-se o coeficiente de cultura de interesse, obtendo-se assim a evapotranspiração da cultura ( $ET_c$ ). O método de Penman modificado desenvolvido por Doorenbos e Pruitt (1977, citado por KOBAYAMA e VESTENA, 2006), cujo foco principal é a aplicação em agronomia, descreve procedimentos para determinar a evapotranspiração de referência, coeficientes de cultura e fatores de ajustes para aplicação em diferentes condições.

Como pode ser observado, o método de Penman exige a determinação de grande número de dados meteorológicos, o que limita o seu emprego. Algumas estações meteorológicas, por exemplo, não registram o número de horas incidentes, o que pode ser compensado com a utilização da proposta de Dias e Kan (1999, citado por KOBAYAMA e VESTENA, 2006), que converte a radiação solar diária em número de horas incidentes diárias. Outros valores podem ser adotados a partir da literatura, como, por exemplo, dos trabalhos realizados por Veihmeyer (1964, citado BAGCHI, 2004).

Portanto, para que seja possível calibrar os parâmetros de radiação, uma aplicação do método de Penman mais precisa necessitaria de um consistente conjunto de dados provenientes de uma rede de estações meteorológicas (YIN *et al.*, 2008).

Da mesma forma que o método de Thornthwaite, a equação de Penman também é utilizada com frequência para a avaliação da cobertura final de aterros sanitários.

#### 2.2.5.3 Equação de Thornthwaite

Em 1944, Thornthwaite propôs uma equação para estimar a evapotranspiração potencial com base na relação exponencial (Equação 2.6) entre a temperatura média mensal e os índices de calor mensais médios. Baseada em estudos realizados na região central e leste dos Estados Unidos, esta relação é amplamente utilizada para avaliação da evapotranspiração da camada de cobertura final do aterro.

$$ETP = F_c \times 16 \times \left( 10 \times \frac{T}{I} \right)^a \quad (2.18)$$

onde:

$ETP$  = Evapotranspiração potencial (mm/mês)

$F_c$  = Fator de correção em função das horas de luz em um dia

para:

$$a = 6,7 \times 10^{-7} \times I^3 - 7,7 \times 10^{-5} \times I^2 + 1,8 \times 10^{-2} \times I + 0,49 \quad (2.19)$$

$I$  = índice anual de calor, correspondente a soma de doze índices mensais

$$I = \sum_{i=1}^{12} \left( \frac{T_i}{5} \right)^{1,514} \quad (2.20)$$

$T$  = Temperatura média mensal ( $^{\circ}\text{C}$ )

Para estimar a evapotranspiração real ( $ETR$ ) a partir da Equação de Thornthwaite, há um fator de correção, tabelado de acordo com a latitude de interesse, que tem como objetivo compensar influências locais e regionais dos diferentes fatores que influenciam a quantidade de água evapotranspirada. Contudo, a aplicação do método de Thornthwaite não é recomendada para áreas cujo clima seja diferente daquele para as quais foi desenvolvido, isto é, regiões central e leste dos Estados Unidos (SEDIYAMA, 1996).

#### 2.2.6 Armazenamento de umidade pelo solo e pelos resíduos ( $AS$ )

Conforme a água percola pelo aterro, é retida e transmitida pelos poros do solo e dos resíduos. Quando há fluxo de umidade em um solo saturado sob condições normais de gravidade e não há perdas por evaporação, após um período de tempo, o teor de umidade do material atinge um nível de equilíbrio, denominado capacidade de campo ( $CC$ ). A capacidade de campo é, portanto, o máximo teor de umidade que o solo ou o resíduo pode reter, e é influenciada pela porosidade dos resíduos e teor de matéria orgânica (LAL e SHUKLA, 2004).

A retenção de umidade pelos resíduos não é uniforme, pois se trata de um meio heterogêneo e anisotrópico. Para o Método do Balanço Hídrico Global, uma abordagem simplificada considera o armazenamento de umidade pelos resíduos como a diferença entre sua capacidade de campo e o ponto de murchamento permanente (BAGCHI, 2004), (Equação 2.21):

$$AS = CC - PMP \quad (2.21)$$

A Tabela 2.6 apresenta uma compilação de dados referentes à capacidade de campo de resíduos relacionada a teores de umidade iniciais (BAGCHI, 2004).

TABELA 2.6 - COMPILAÇÃO DE CAPACIDADES DE CAMPO OBSERVADAS PARA RESÍDUOS SÓLIDOS

Fonte	Teor de umidade volumétrica inicial	Capacidade de campo
Rovers e Farquhar (1973)	16%	30%
Walsh e Kinman (1979)	17%	32%
Walsh e Kinman (1981)	16%	40%
Wigh (1979)	8%	37%
Fungaroli (1979)	5%	34%

FONTE: BAGCHI (2004)

Em pesquisas realizadas no Ceará, Capelo e Castro (2007) alertaram que a condição usualmente utilizada para a capacidade de campo aplicada a solos não é aplicável a resíduos sólidos urbanos não saturados. Além disso, segundo estudos de Korfiatis e colaboradores (1984, citado por CAPELO e CASTRO, 2007), a capacidade de campo dos resíduos tende a aumentar com o tempo durante um período de infiltração. Estudos realizados por Stone (1974, citado por BAGCHI, 2004), por sua vez, indicaram que a capacidade de campo de resíduos em geral pode ser estimada com relativa acurácia se a porcentagem relativa de cada componente que forma o resíduo for conhecida.

Também deve ser salientado que a capacidade de campo varia de acordo com a pressão e com a idade do resíduo, à medida que ocorre a degradação. Em uma pesquisa realizada por Velásquez e colaboradores (2003b), os resultados de experimentos realizados em amostras de resíduos sólidos urbanos demonstraram que quanto maior a compactação, menor é a quantidade de água requerida para atingir a capacidade de campo e iniciar o processo de lixiviação. Para avaliar o efeito da compactação dos resíduos sobre a capacidade de campo, Huitric e colaboradores desenvolveram, em 1980 (citado por LOBO, 2003a), a Equação (2.22):

$$\theta_{CC} = \left[ C C a_{ps} - \frac{C C a_{ps} - C C b_{ps}}{1 + C C c / W} \right] \times \frac{M(t)}{V(t)} \quad (2.22)$$

onde:

$\theta_{CC}$  = umidade volumétrica da capacidade de campo

$C C a_{ps}$  = capacidade de campo inicial (%)

$CCb_{ps}$  = capacidade de campo final (%)

$CCc$  = parâmetro de variação da  $\theta_{CC}$  com a sobrecarga ( $\text{kg/m}^2$ )

$W$  = sobrecarga existente sobre o resíduo ( $\text{kg/m}^2$ )

$M(t)$  = massa do resíduo seco (kg)

$V(t)$  = volume ocupado pela massa  $M(t)$  ( $\text{m}^3$ )

### 2.2.7 Infiltração da água através da camada de cobertura dos resíduos ( $I$ )

A infiltração é um processo físico de penetração da água no solo através da sua superfície, que ocorre sob a ação da gravidade e que permite o seu escoamento pelos interstícios das partículas. Para o caso de coberturas de aterros sanitários compostas por camadas de solo compactado, a taxa de infiltração depende, principalmente, da umidade inicial do solo, da sua condutividade hidráulica saturada, das condições da superfície, da distribuição do tamanho e do volume de poros, bem como da textura e do tipo de solo. Cabe salientar que o tipo de vegetação sobre a camada de cobertura também possui influência sobre a quantidade de água infiltrada (ESPINOZA, 1999). O outro fator de importância no processo é a intensidade da chuva precipitada sobre a superfície. Chuvas com intensidades menores, porém de maior duração, acarretam em infiltrações com perfis de umedecimento mais profundos do que chuvas bastante intensas, mas com igual altura de precipitação (RÖMKENS e PRASAD, 2006).

Devido à atuação das forças de atração molecular e capilar, a capacidade de infiltração ( $f_p$ ) inicial de um solo seco é bastante alta ( $f_0$ ). Ao passar do tempo e à medida que a água infiltra, a camada superficial torna-se semi-saturada, o que faz com que as forças de capilaridade diminuam, diminuindo também a capacidade de infiltração, que tende a um valor constante ( $f_c$ ) após algumas horas, análogo ao valor da condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ). Para uma chuva com intensidade constante ( $i$ ), o acúmulo de água na superfície ocorre quando a capacidade de infiltração diminui e iguala-se à intensidade da chuva ( $f=i$ ), fato que ocorre no denominado tempo de alagamento ( $t_p$ ).

Bronstert e Plate (1997) realizaram um estudo em que a influência do sistema de macroporos do solo na dinâmica da água foi comprovada. Os macroporos são aqueles com diâmetro maior do que 0,05 mm, cujo volume somado ao de microporos compõem a porosidade total, em relação ao volume total da amostra de solo. Os autores observaram um aumento da capacidade total de infiltração e da possibilidade

de transporte lateral e vertical imediato quando ocorrem chuvas intensas em solos com grande quantidade de macroporos.

Portanto, em projetos de aterros sanitários, para minimizar a quantidade de água infiltrada, é adotado como premissa o dimensionamento de camadas de cobertura final que possuam baixa condutividade hidráulica saturada. Entretanto, para atingir a condutividade hidráulica desejada, a execução de uma camada de cobertura com solo exatamente como projetado é relativamente difícil, pois deve haver controle do teor de umidade, da densidade, além de ser realizada compactação uniforme, e haver ligação entre as camadas. Além disto, a execução das camadas de solo compactado sob condições úmidas (teor de umidade ótimo) pode posteriormente favorecer danos devido o ressecamento (DWYER, 2003).

Também deve ser considerado que o comportamento da camada de cobertura de solo varia com o tempo, após um histórico de ciclos de secagem e umedecimento, mesmo em solos compactados, o que afeta substancialmente suas propriedades hidráulicas, principalmente na região da frente de umedecimento (RÖMKENS e PRASAD, 2006).

Existem diversos métodos, empíricos ou analíticos, que tentam descrever e quantificar a infiltração da água na camada de cobertura de aterros sanitários. Um deles foi o desenvolvido por Green e Ampt (1911), baseado em conceitos físicos, e que adotou equação de Darcy-Buckinham para o desenvolvimento da equação da taxa de infiltração. Outros como Horton (1940), Kostikov (1932), Kostikov-Lewis (1945) e Holtan (1961), descrevem a evolução do volume infiltrado empiricamente, em função do tempo de infiltração. Em 2006, Römkens e Prasad, desenvolveram um modelo para prever a infiltração da chuva em solos que expandem, contraem e são mais sujeitos a fissuras. Como resultado desta pesquisa foi observado que, apesar das chuvas intensas e de pequena duração geralmente causarem menor infiltração no solo do que chuvas contínuas, se a precipitação intensa ocorrer logo após um período significativamente seco em solos com trincas e rachaduras na camada superficial, o comportamento hidráulico pode ser diferente e a infiltração, maior do que a esperada.

De maneira geral, uma das grandes desvantagens dos métodos que tentam descrever e quantificar a infiltração da água na camada de cobertura de aterros sanitários é a consideração da infiltração da água no solo de maneira uniformemente distribuída. Na realidade a percolação da água através do solo está sujeita a ocorrer através de caminhos preferenciais, que podem ter várias causas. A existência de

lentes de argila, areia, cavidades ou fissuras na cobertura do aterro pode provocar diferentes padrões de fluxo da água (HILLEL, 1998). As fissuras podem ser causadas por efeitos de expansão e contração do material argiloso, por animais como minhocas e roedores, por raízes de plantas, ou ainda em decorrência da movimentação do maciço devido à degradação dos resíduos. Além disto, em aterros sanitários são observados elevados índices de recalques e movimentações em todo o maciço, portanto, ocorrências de trincas e rachaduras nas camadas de cobertura são comuns, e podem ser potencializadas se o solo utilizado for de baixa resistência à ação de chuvas intensas. Todos estes fatos citados não são previstos na determinação da infiltração em relação à maioria dos modelos de infiltração.

#### 2.2.7.1 Modelo de Green e Ampt

Green e Ampt (1911, citado por LAL e SHUKLA, 2004) desenvolveram um modelo conceitual, baseados no fato que sob uma superfície alagada o perfil de umidade consiste em uma parte saturada e outra não saturada, separadas pela denominada frente de umedecimento. Este modelo contém muitas simplificações e pressupõe que a região acima da frente de umedecimento torna-se completamente saturada, enquanto o solo abaixo dela está no teor de umidade inicial do solo. A frente de umedecimento é sujeita a uma sucção constante e, no solo acima dela, o déficit de umidade e a condutividade hidráulica são constantes. Abaixo da frente de umedecimento são consideradas as condições não saturadas, sendo o fluxo nesta região governado, além da gravidade, principalmente por gradientes de potencial mátrico, ou de capilaridade ( $\Phi_m$ ). Este potencial, representado pela sucção mátrica da frente de umedecimento ( $\Psi_f$ ) advém dos efeitos da curvatura da interface entre as partículas de solo e as de água devido à tensão superficial e às forças de coesão e adesão da matriz de solo.

Aplicando-se a Lei de Darcy e a equação da continuidade entre a superfície do solo e a frente de umedecimento, Green e Ampt propuseram uma equação para determinar a capacidade de infiltração do solo ( $f$ ) (Equação 2.23):

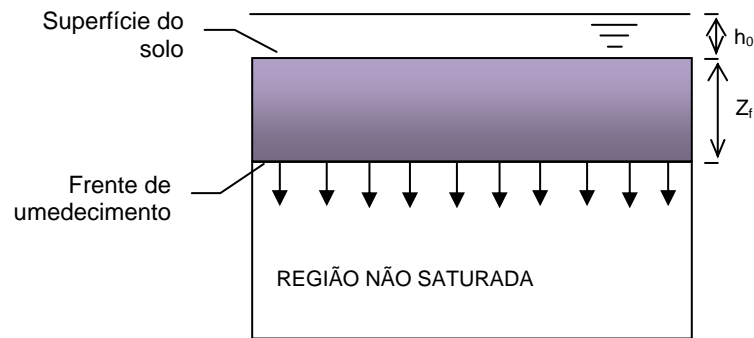


FIGURA 2.4 – MODELO DE INFILTRAÇÃO DE GREEN E AMPT

$$f = K \frac{(h_0 + Z_f + \Psi_f)}{Z_f} = \frac{d(Z_f \Delta \theta_i)}{dt} \quad (2.23)$$

onde:

$K$ =coeficiente de condutividade hidráulica

$h_0$ =carga hidráulica na superfície do solo

$Z_f$ =profundidade da frente de umedecimento

$\Psi_f$ =sucção mátrica da frente de umedecimento

$\Delta \theta_i$ =déficit de umidade

A integração da Equação (2.24) resulta em uma expressão para a quantidade cumulativa da capacidade de infiltração ( $F$ ) em função do tempo ( $t$ ):

$$F = Kt + \Delta \theta_i (\Psi_f + h_0) \ln \left[ 1 + \frac{F}{\Delta \theta_i (\Psi_f + h_0)} \right] \quad (2.24)$$

A principal vantagem deste modelo é que, apesar de sua simplicidade, ele é capaz de captar as premissas básicas do processo de infiltração vertical, além de englobar grandezas físicas perfeitamente mensuráveis. O modelo de Green e Ampt tem uma vasta aplicação devido às ótimas concordâncias obtidas entre os resultados obtidos e os valores medidos em campo (BOUWER, 1966, citado por ESPINOZA, 1999).

Entretanto, para se obter bons resultados é necessária uma boa determinação dos parâmetros requeridos. A condutividade hidráulica do solo acima da frente de umedecimento é menor do que a saturada, devido ao ar aprisionado no solo. Trabalhos realizados por Bouwer (1966, citado por ESPINOZA, 1999) indicaram que os valores da condutividade hidráulica desta região podem variar de 40 a 60% da condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ). Em uma pesquisa desenvolvida por Rawls

(1983, citado por ESPINOZA, 1999), realizada com cerca de cinco mil amostras de solo, foram determinados parâmetros de infiltração como porosidade efetiva, frente de umedecimento, sucção de capilaridade, e condutividade hidráulica para diversos solos típicos. Neste trabalho Rawls propôs uma expressão para a determinação dos valores de sucção mátrica da frente de umedecimento, relacionando-a ao índice de porosidade do solo e à sucção mátrica do solo abaixo da frente (Equação 2.25):

$$\Psi_f = \frac{2 + 3\lambda}{1 + 3\lambda} \times \left( \frac{\Psi_m}{2} \right) \quad (2.25)$$

onde:

$\Psi_m$  = sucção mátrica do solo

$\lambda$  = índice de porosidade do solo

Baseado neste modelo, um estudo experimental realizado por Brakensiek (1977) mostrou que a sucção na frente de umedecimento pode ser considerada inicialmente como  $0,76 \times \Psi_m$ .

#### 2.2.7.2 Equação de Philip

A equação algébrica de Philip (1957, citado por LAL, 2004) utiliza uma aproximação matemática para avaliar o processo de infiltração em uma matriz de solo. A equação de difusão para fluxo não saturado foi o ponto de partida, com as condições de solo homogêneo com um teor de umidade inicial uniforme ( $\theta_i$ ) e um teor de umidade aplicado à superfície ( $\theta_s$ ). Philip chegou à solução de uma série de potências para infiltração cumulativa ( $F$ ) em função do tempo ( $t$ ) (Equação 2.26):

$$F(t) = \sum_{n=1}^{\infty} A_n(\theta) t^{n/2} + K_i t \quad (2.26)$$

onde:

$A_n$  = funções do teor de umidade volumétrico

$K_i$  = condutividade hidráulica correspondente ao teor de umidade inicial

Philip mostrou que para tempos longos, a solução da série converge, tendo sido estabelecido o tempo característico ( $t_c$ ), que é um limite superior prático para a convergência (Equação 2.27):



$$t_c = \frac{S^2}{4(K - A)^2} \quad (2.27)$$

onde:

$S$  = sortividade da água, que é a medida da capacidade do meio de absorver a água por capilaridade

$A$  = parâmetro determinado por integração numérica

Ambos dependem do teor de umidade do solo e inicial (Equações 2.28 e 2.29):

$$S = \int_{\theta_i}^{\theta} \phi_1(\theta) d\theta \quad (2.28)$$

$$A = \int_{\theta_i}^{\theta} \phi_2(\theta) d\theta + K_i \quad (2.29)$$

onde:

$\phi_1$  e  $\phi_2$  = funções do teor de umidade determinado por um procedimento numérico definido posteriormente por Philip.

Por fim foram definidas duas situações, uma para períodos de tempo curtos e intercalados, e outra para períodos prolongados, o que, adicionado à simplificação da série (Equação 2.26) para uma equação com dois termos, suficientes para uma aproximação da maioria dos casos práticos, gerou as equações (Equações 2.30 e 2.31), que expressam a capacidade de infiltração cumulativa:

$$f = \frac{1}{2} S t^{-\frac{1}{2}} + A \quad \text{para } 0 \leq t \leq t_c \quad (2.30)$$

$$f = \frac{1}{2} S t^{-\frac{1}{2}} + K \quad \text{para } t > t_c \quad (2.31)$$

Para períodos de tempo muito longos pode ser observado que o valor de  $f$  se iguala a  $K$  (ESPINOZA, 1999).

A principal vantagem do modelo de Philip é que os coeficientes  $S$  e  $A$  não são constantes que dependem do solo, mas sim funções do teor de umidade. Além disso, o modelo não depende de suposições sobre o perfil da umidade durante o processo de infiltração, como o modelo de Green e Ampt.

### 2.2.7.3 Modelo de Horton

O modelo de Horton, desenvolvido em 1940, para determinar a infiltração, também permite a determinação do escoamento superficial, definido como a intensidade de chuva que excede a capacidade de infiltração (HORTON, 1940, citado por DESCROIX, 2007), conhecido como o processo de escoamento superficial “Hortoniano”.

A utilização do modelo de Horton permite descrever o comportamento hidrológico de regiões áridas e semi-áridas, com presença de árvores de grande porte e espaçadas entre si. Estas áreas são caracterizadas por baixos teores de argila e matéria orgânica, e baixa capacidade de infiltração e de armazenamento de água no solo (DESCROIX, 2007).

Este modelo consiste de uma equação semi-empírica para expressar a capacidade de infiltração do solo ( $f$ ) em função do tempo ( $t$ ), utilizando relações exponenciais (Equação 2.32):

$$f = f_c + (f_0 - f_c)e^{-\beta t} \quad (2.32)$$

onde:

$f_c$  = taxa de infiltração na saturação

$f_0$  = capacidade de infiltração inicial

$\beta$  = coeficiente empírico que pode ser relacionado à difusividade

O parâmetro  $\beta$  corresponde à inclinação da linha  $f$  versus  $t$  plotada em gráfico semilogarítmico, porém, na prática, estes parâmetros devem ser determinados experimentalmente.

O tempo de alagamento para o modelo de Horton pode ser expresso como:

$$t_p = \frac{1}{i\beta} \left[ f_0 - f + f_c \ln \left( \frac{f_0 - f_c}{i - f_c} \right) \right] \quad (2.33)$$

Huber e Dickinson (1988) elaboraram uma compilação de valores para os parâmetros da Equação de Horton propostos por vários autores. Os valores de  $f_c$  e  $f_0$  foram tabelados de acordo com o tipo do solo considerado, apresentados nas Tabelas 2.7 e 2.8. Para o parâmetro  $\beta$ , os valores propuseram um valor de  $4,14 \text{ h}^{-1}$ .

TABELA 2.7 – VALORES PROPOSTOS PARA A TAXA DE INFILTRAÇÃO NA SATURAÇÃO

Tipo de solo	$f_c$ (mm/h)
Areias	11,4 a 7,6
Silto-arenosos	7,6 a 3,8
Silto-argilosos	3,8 a 1,3
Argilas	1,3 a 0

FONTE: MUSGRAVE, 1955, citado por LOBO, 2003a

TABELA 2.8 – VALORES PROPOSTOS PARA A TAXA DE INFILTRAÇÃO INICIAL

Tipo de solo, estado de umidade e vegetação	$f_0$ (mm/h)
Seco, com vegetação escassa ou nula	
Argiloso	127
Siltoso	76
Arenoso	25
Seco, com vegetação densa	valores acima x 2
Úmido	
teor de umidade próximo à capacidade de campo	valores acima / 3
teor de umidade próximo à saturação	valor próximo a $f_c$
teor de umidade abaixo da capacidade de campo	valores acima / 1,5 a 2,5

FONTE: HUBER E DICKINSON, 1988, citado por LOBO, 2003a

Entretanto, há outros fatores que influenciam na redução na taxa de infiltração com o tempo, não considerados por Horton, tais como o efeito de selamento superficial, devido ao impacto das gotas de chuva e os fenômenos de expansão e contração do solo. Uma consequência do efeito de selamento superficial é que a camada de solo mais superficial adquire condutividade hidráulica menor, fazendo com que somente chuvas de longa duração e baixa intensidade possam saturar o solo (DESCROIX, 2007). Este efeito de selamento superficial também possui variabilidade espacial e temporal, que também deveria ser considerada no processo.

#### 2.2.7.4 Modelo de Holtan

Em 1961, Holtan propôs uma função empírica para avaliar a capacidade de infiltração do solo ( $f$ ) (Equação 2.34):

$$f = f_c + G_i a V_t^b \quad (2.34)$$

onde:

$G_i$  = índice de crescimento da planta ( $0 < G_i \leq 1$ )

$a$  = índice de porosidade conectada à superfície

$V_t$  = volume da umidade armazenada não utilizada que está disponível em uma zona de controle no tempo  $t$ , sendo que o expoente  $b$  é usualmente assumido como o valor de 1,4 (ESPINOZA, 1999).

O volume de água armazenada é aumentado pela percolação proveniente do exterior da zona de controle, a uma taxa  $f_c$ , sujeita à evapotranspiração  $E$ , e diminuído pela taxa de infiltração  $f$ . Este volume pode ser obtido através de uma equação de balanço hídrico:

$$V_t = V_{t-1} - (f - f_c - E)\Delta t \quad (2.35)$$

onde

$V_{t-1}$  = volume de água armazenado em um período anterior

$E$  = taxa de evapotranspiração

A vantagem do modelo empírico de Holtan é que as descrições dos parâmetros são em termos da caracterização do solo e das condições de vegetação. A principal falha, entretanto, é a dependência da identificação da profundidade da zona de controle, pois nela é baseado o volume da umidade armazenada (ESPINOZA, 1999).

#### 2.2.8 Fluxo da água no interior do aterro sanitário

Após infiltrar pela camada de cobertura do aterro, a água percola através dos resíduos compactados, acumulando-se ao encontrar camadas de baixa condutividade hidráulica, como a impermeabilização de fundo e, posteriormente, fluindo através dos drenos até ser conduzida para fora do maciço.

Os modelos de previsão do fluxo de lixiviado são de particular importância durante a fase de elaboração de projetos de aterros sanitários. Através da determinação da altura da superfície freática de lixiviado, ou altura saturada, pode-se dimensionar o sistema de drenagem, seja uma rede de drenos ou um colchão drenante que se estenda por todo o fundo. O sistema de drenagem deve ter uma espessura maior que a altura saturada de lixiviado prevista. Para este dimensionamento é necessária a utilização de uma série de dados climáticos, no mínimo 1 ano, para prever o escoamento superficial, a evapotranspiração, a infiltração e o armazenamento de umidade pelos resíduos (BAGCHI, 2004).

Entretanto, o comportamento hidráulico dos resíduos é de difícil determinação. Os aterros sanitários são classificados como meios porosos heterogêneos, em que ocorre o fluxo de líquidos e gases, combinados com a degradação do material ao longo do tempo. Entre os fatores que influenciam o fluxo da água no interior do aterro estão a geração de gases devido à biodegradação da matéria orgânica, a absorção da água por algumas partículas de resíduo e a variação do grau de saturação dos materiais no interior do maciço (BAGCHI, 2004).

A condutividade hidráulica dos resíduos é um parâmetro de grande importância para os projetistas de aterros sanitários, principalmente devido à influência sobre a distribuição de pressões de lixiviado no interior do maciço, o que interfere na estabilidade geotécnica. A natureza heterogênea dos resíduos, somada a forma de disposição no aterro, resulta em uma ampla variabilidade de valores de condutividade hidráulica no interior de um mesmo maciço. Podem ser citados como exemplo a compactação dos resíduos em camadas horizontais e a cobertura diária com solo, que implicam em propriedades hidráulicas anisotrópicas, com condutividades hidráulicas maiores na direção horizontal (DIXON, 2005).

Outro fator que influencia grandemente a condutividade hidráulica é o nível de pressão sobre o resíduo, ocasionado pela sobreposição das camadas. Entretanto, as informações sobre determinações do comportamento hidráulico de aterros sanitários *in situ* são limitadas, sendo mais freqüentes, aquelas referentes a experimentos em escala de laboratório. Apesar da natureza heterogênea dos resíduos resultar em uma grande variação de valores de condutividade hidráulica em um mesmo aterro, de forma geral existe uma tendência de decréscimo da condutividade hidráulica com a profundidade do aterro. Em um estudo realizado por Powrie e Beaven (1999, citado por DIXON, 2005), em que foram realizados experimentos em câmara de compressão, foi observado que, entre a disposição dos resíduos e a sujeição a uma pressão equivalente ao aterramento a uma profundidade de 60 metros, a condutividade hidráulica pode ser reduzida em até três ordens de magnitude, tendo chegado a um nível mínimo na ordem de  $10^{-8}$  m/s. De acordo com os autores, isto ocorreu como consequência de vários fenômenos, como perda de porosidade do material pela compressão e mudanças na textura do material com o tempo, devido à biodegradação. Para Lobo e colaboradores (2003b), todos os fatores estão relacionados com a idade e a profundidade dos resíduos no aterro

Jang, Kim e Lee (2002) compilaram, da literatura, valores de condutividade hidráulica e compararam a resultados de teste em laboratório. Os autores observaram que, para pesos específicos entre 0,8 a 1,0  $\text{tf/m}^3$ , os valores da condutividade hidráulica saturada dos resíduos variaram de 2,95 a  $1,07 \times 10^{-3} \text{cm/s}$ . Para um peso específico de 1,2  $\text{tf/m}^3$ , o valor de  $K_{sat}$  obtido foi de  $2,91 \times 10^{-4} \text{cm/s}$ .

Também deve ser considerado que, ao longo do tempo, a porosidade dos resíduos é afetada pela precipitação dos minerais e pelo crescimento de bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Islam e Singhal (2002), aplicando um modelo para transporte de lixiviado, observaram que houve uma redução na porosidade do solo de um aterro sanitário, entre 8% e 14%, para as simulações em relação a estes dois fatores.

Na tentativa de facilitar a aplicação prática da modelagem para prever o fluxo de lixiviado em aterros sanitários, várias simplificações têm sido adotadas. Mais comumente, considera-se que a camada de fundo do aterro seja perfeitamente impermeável, fato que freqüentemente não ocorre na realidade, visto as comuns detecções de vazamento de lixiviado e conseqüente poluição das águas sub-superficiais (NIXON e MURPHY, 1998). Outra simplificação adotada pelos modelos é a consideração de fluxo saturado em todo o aterro, como fizeram Lobo e co-autores (2002a,b, 2003a e 2007), com a justificativa de que as camadas de cobertura de solo diárias diminuem a velocidade vertical do fluxo, favorecendo a movimentação horizontal.

#### 2.2.8.1 Fluxo de água em meios saturados

Em 1856, Henry Darcy desenvolveu uma equação para descrever o fluxo unidimensional de água através de meios porosos saturados, conhecida como a Lei de Darcy (Equação 2.36):

$$q = K_s \frac{-\Delta H}{L} \quad (2.36)$$

onde:

$q$  = vazão específica [LT-1]

$K_s$  = condutividade hidráulica saturada [LT-1]

$\Delta H$  = gradiente de potencial hidráulico entre dois pontos [L]

$L$  = distância entre dois pontos [L]

sendo válida para solos saturados a Equação (2.37) (LAL e SHUKLA, 2004):

$$H = \Phi_p + \Phi_z \quad (2.37)$$

$\Phi_p$  = potencial de pressão

$\Phi_z$  = potencial gravitacional

Como apresentado na Equação (2.37) a Lei de Darcy aplica-se a meios isotrópicos, ou seja, àqueles para os quais a condutividade hidráulica seja constante em qualquer direção. Para meios anisotrópicos, como é o caso de aterros sanitários, a Lei de Darcy pode ser expressa tridimensionalmente como apresentado nas Equações (2.38 a 2.40, direções  $x$ ,  $y$  e  $z$ ), com duas componentes de condutividade, horizontal e vertical, que são suficientes para representar a conformação de camadas (De SMEDT, 1999), típicas em aterros sanitários.

$$q_x = -K_h \frac{\partial h}{\partial x} \quad (2.38)$$

$$q_y = -K_h \frac{\partial h}{\partial y} \quad (2.39)$$

$$q_z = -K_v \frac{\partial h}{\partial z} \quad (2.40)$$

A Lei de Darcy é válida apenas para fluxos laminares, em que o Número de Reynolds, dado pela razão entre as forças de inércia e as forças de viscosidade, seja menor que 1 ( $N_{Re} < 1$ ), (Equação 2.41):

$$N_{Re} = \frac{\rho_w r v}{\eta_w} \quad (2.41)$$

onde:

$\rho_w$  = densidade da água [ $ML^{-3}$ ]

$r$  = raio do canal formado pelos poros [L]

$v$  = velocidade da água [ $LT^{-1}$ ]

$\eta_w$  = viscosidade dinâmica da água [ $ML^{-1}T^{-1}$ ]

A distribuição da velocidade do fluxo e do raio dos poros em solos é de difícil determinação; contudo, pode-se considerar que a energia dissipada durante o fluxo da água em solos de textura fina, argilas e siltes, não será utilizada para alterar a

inércia e criar fluxo turbulento. Em solos com granulometria grosseira, como areias e pedregulhos, grandes gradientes hidráulicos (acima de 1) podem causar condições de fluxo não laminar, casos em que a Lei de Darcy não é válida (LAL e SHUKLA, 2004).

Em aterros sanitários, como em águas subterrâneas, os potenciais hidráulicos não são constantes no espaço. Nestes casos utiliza-se a equação de Laplace (2.42), que combina a equação da continuidade, com a Lei de Darcy:

$$\frac{\partial^2 \Phi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial z^2} = 0 \quad (2.42)$$

As resoluções da equação de Laplace em uma e duas direções requerem duas e quatro condições de contorno, respectivamente. Em grande parte dos casos para o estudo do escoamento em meios porosos, considera-se a hipótese de Dupuit (LOBO, 2003a), em que segundo a direção vertical a carga hidráulica é constante, variando apenas em função da direção horizontal.

Para descrever a variação espacial da condutividade hidráulica no interior do aterro, Demirekler e colaboradores (1999) desenvolveram uma equação exponencial (Equação 2.43), que determina a condutividade hidráulica  $K_i$  em função do sobrepeso vertical sobre os resíduos aterrados:

$$K_i = K_0 \exp(-a_k W_i) \quad (2.43)$$

onde:

$K_i$  = condutividade hidráulica sob a camada  $i$

$K_0$  = condutividade hidráulica do resíduo no momento do aterramento

$a_k$  = constante de variação

$W_i$  = sobrepeso sobre a camada  $i$

Para a determinação da constante  $a_k$ , Rowe e colaboradores (1996, citado por LOBO *et al.*, 2003b) propuseram uma relação fixa com o peso específico do material ( $\gamma$ ) (Equação 2.44):

$$a_k = \frac{0,260}{\gamma} \quad (2.44)$$

#### 2.2.8.2 Fluxo de água em meios não saturados

O fluxo de água através da cobertura de aterros sanitários ocorre quase que exclusivamente sob condições não saturadas. Este fluxo diferencia-se daquele sob



condições saturadas, pois é governado, além da gravidade, principalmente por gradientes de potencial mátrico. O potencial mátrico ou de capilaridade ( $\Phi_m$ ) advém dos efeitos da curvatura da interface entre as partículas de solo e as de água devido à tensão superficial e às forças de coesão e adesão da matriz de solo. Assim, o potencial hidráulico de um solo não saturado pode ser descrito como a soma dos potenciais gravitacional e mátrico, conforme Equação (2.45) (LAL e SHUKLA, 2004):

$$H = \Phi_m + \Phi_z \quad (2.45)$$

$H$  = potencial hidráulico de um ponto

$\Phi_m$  = potencial mátrico ou de capilaridade

$\Phi_z$  = potencial gravitacional

Portanto, o deslocamento da água pode ocorrer não apenas de cima para baixo, mas também em outras direções, como lateralmente ou de baixo para cima (DWYER, 2003). Para solos com alto índice de macroporosidade, mesmo para camadas de solo superficiais cuja matriz possua baixa condutividade hidráulica, grande parte da infiltração pode ser conduzida pelos macroporos até camadas de solo mais profundas. De acordo com Beven e Germann (1982), o efeito do potencial de capilaridade nos macroporos de um solo pode ser negligenciado, em detrimento do potencial gravitacional ( $\Phi_z$ ).

O potencial mátrico pode ser tratado por sua pressão correspondente, a sucção mátrica ( $\Psi_m$ ). Muitos estudos mostraram que a sucção está relacionada ao teor de umidade volumétrico do solo, ou ao grau efetivo de saturação ( $S_e$ ), sendo que a curva de retenção de umidade, ou curva característica de sucção, expressa graficamente esta relação (ESPINOZA, 1999). Esta curva característica é influenciada por diversos fatores, entre eles a histerese da trajetória de secagem e umedecimento, a composição granulométrica e mineralógica, a estrutura do solo e o efeito da temperatura. De forma geral, a sucção necessária para remover a água dos poros do solo é maior do que aquela para preencher os poros. Este fato implica em uma assimetria nas curvas de retenção, em que a pressão característica da curva de secagem é maior do que a pressão da curva de umedecimento. Da mesma forma, devido aos solos argilosos apresentarem grande superfície específica e pequenos

vazios, quanto maior for a fração argilosa do solo maior será o teor de umidade para um valor de sucção (ESPINOZA, 1999).

Várias funções empíricas ou semi-empíricas foram propostas para representar curvas de retenção de umidade, sendo que algumas das mais comuns são apresentadas na Tabela 2.9. Estas equações relacionam o grau efetivo de saturação ( $S_e$ ) à sucção total ( $\Psi$ ) e à sucção mátrica ( $\Psi_m$ ).

TABELA 2.9 – FUNÇÕES DE RETENÇÃO DE UMIDADE

Função		Referência
$S_e = \left( \frac{\Psi}{\Psi_m} \right)^{-\lambda}$	para $\Psi \geq \Psi_m$	Brooks e Corey (1964)
$S_e = \frac{B}{(B + \Psi^\beta)}$	para $\Psi > 0$	Brutsaert (1966)
$S_e = \frac{\alpha}{(\alpha + (\ln \Psi )^\beta)}$	para $\Psi > 1$	Vauclin <i>et al.</i> (1979)
$S_e = \frac{1}{(1 + (\alpha\Psi)^\beta)^{(1-1/\beta)}}$		Van Genuchten (1980)
$S_e = \frac{1}{[1 + \exp[(\Psi - \Psi_m)/\beta]]}$		Bumb <i>et. al.</i> (1992)

FONTE: ESPINOZA, 1999

Analogamente à sucção total e mátrica, a condutividade hidráulica não saturada também varia de acordo com o teor de umidade do solo, desde um valor muito baixo para solos secos até atingir o seu valor saturado conforme o grau efetivo de saturação aumenta. A condutividade hidráulica relativa ( $k_r$ ) representa a relação entre as condutividades hidráulicas não saturada e saturada, de acordo com a Equação (2.46); e um sumário das funções para sua determinação é apresentado na Tabela 2.10.

$$k_r(S_e) = \frac{K(S_e)}{K_s} \quad (2.46)$$

TABELA 2.10 - FUNÇÕES DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA RELATIVA PARA CONDIÇÕES NÃO SATURADAS

Função	Referência
$k_r(\Psi) = \frac{B}{B + \Psi^\beta}$ para $\Psi \geq 0$	Gardner (1958)
$k_r(S_e) = S_e^\eta$	Brooks e Corey (1964)
$k_r(S_e) = S_e^{1/2} (1 - (1 - S_e^{1/\gamma})^\gamma)^2$ ( $\gamma = 1 - 1/\beta$ )	Van Genuchten (1980)
$k_r(S_e) = S_e^2 (1 - (1 - S_e^{1/\gamma})^\gamma)$ ( $\gamma = 1 - 2/\beta$ )	Van Genuchten (1980)
$k_r(\Psi) = \exp(\alpha\Psi)$	Gardner (1958)
$k_r(\Psi) = \Psi^\alpha$	El-Kadi (1985)

FONTE: ESPINOZA, 1999

A equação de Richards, desenvolvida em 1931, é, por sua vez, a abordagem analítica que descreve o fluxo não saturado da água em meios porosos, sendo sua forma bidimensional apresentada na Equação (2.47):

$$\frac{\partial}{\partial x} K_x(\theta) \frac{\partial \Psi}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} K_z(\theta) \frac{\partial \Psi}{\partial z} + \frac{\partial K_z(\theta)}{\partial z} = C_w \frac{\partial \Psi}{\partial t} \quad (2.47)$$

onde:

$K_x(\theta)$ ,  $K_z(\theta)$  = condutividade hidráulica não saturada nas direções x e y

$h$  = carga hidráulica [L]

$\Psi$  = altura de sucção hidráulica [L]

$\theta$  = teor de umidade volumétrica do resíduo

$t$  = tempo [T]

$C_w$  = capacidade específica da água, dada por:

$$C_w = \frac{\partial \theta}{\partial \Psi} \quad (2.48)$$

Soluções analíticas para a equação de Richards são possíveis com a introdução de simplificações e condições de contorno, como por exemplo, a consideração de que o meio é homogêneo e isotrópico, ou que o fluxo não é transiente. Algumas destas simplificações podem ser superadas por soluções

numéricas, como a discretização das equações diferenciais parciais pelo método das diferenças finitas (HAVERKAMP *et al*, 1999).

No entanto, alguns fatores ainda não são considerados por estas relações, como a influência da falta de continuidade da fase gasosa em teores de umidade próximos à saturação e, analogamente, da falta de continuidade da fase líquida em baixos teores de umidade (HUNT, 2005).

### 2.2.8.3 Equação de Boussinesq

A Equação de Boussinesq (SCHROEDER *et. al.*, 1984b, citado por FILOS e KHANBILVARDI, 1993) é utilizada para determinar o fluxo de lixiviado através dos drenos de aterros sanitários. Esta equação, que considera o fluxo horizontal da umidade, é empregada em combinação às leis de Darcy e da conservação da massa, juntamente com as hipóteses de Dupuit-Forcheimer, em que se considera o fluxo paralelo ao fundo do aterro e a carga hidráulica aproximadamente constantes em relação à direção vertical. A Equação de Boussinesq (2.49), em sua forma estacionária em função de um eixo horizontal  $x$ , sobre um fundo impermeável, é escrita da seguinte forma:

$$R = q_D = K_s \times \cos^2 \alpha \times \frac{d}{dx} \left( y \frac{dh}{dx} \right) \quad (2.49)$$

onde:

$R$  ou  $q_D$  = recarga ou vazão vertical específica [ $LT^{-1}$ ]

$K_s$  = condutividade hidráulica saturada [ $LT^{-1}$ ]

$\alpha$  = ângulo de inclinação do fundo ( $^\circ$ )

$h$  = profundidade de saturação sobre o fundo [L]

sendo:

$$y = h - x \times \tan \alpha \quad (2.50)$$

Substituindo  $y$  por sua forma adimensional,  $y^*$ , e assumindo-se que o gradiente hidráulico é unitário na altura do dreno, a profundidade média de saturação pode ser determinada para dois casos, vazões pequenas e grandes (Equações 2.51 a 2.54). Os dois casos foram estabelecidos por meio de soluções numéricas, com diferentes valores de vazão e inclinação de fundo (FILOS e KHANBILVARDI, 1993, LOBO, 2003a):

$$\bar{y}^* = \frac{q_D^*}{2 \times \sin \alpha \times \cos \alpha} \quad \text{para } q_D < 0,4 \times \sin^2 \alpha \quad (2.51)$$

$$\bar{y}^* = \frac{\pi \sqrt{q_D^*}}{4 \times \cos \alpha} \times \left( \frac{2 \times \sqrt{0,4}}{\pi} \right)^{A^B} \quad \text{para } q_D \geq 0,4 \times \sin^2 \alpha \quad (2.52)$$

para:

$$A = \left( \frac{q_D^*}{0,4 \times \sin \alpha} \right) \quad (2.53)$$

e:

$$B = \left[ \frac{1}{2 \times \ln \left( \frac{2 \times \sqrt{0,4}}{\pi} \right)} \right] \quad (2.54)$$

#### 2.2.8.4 Modelo de McEnroe

Em 1993 McEnroe (citado por QIAN, GRAY e KOERNER, 2004), apresentou um método para estimar a máxima profundidade saturada sobre o fundo de impermeabilização de aterros, em função da inclinação do fundo do aterro e do sistema de drenagem (Equações 2.55 a 2.57). Os parâmetros do modelo são apresentados na Figura 2.5.

$$Y_{\max} = (R - R_S + R^2 S^2)^{\frac{1}{2}} \left[ \frac{(1 - A - 2R)(1 + A - 2RS)}{(1 + A - 2R)(1 - A - 2RS)} \right]^{\frac{1}{2A}} \quad \text{para } R < 1/4 \quad (2.55)$$

$$Y_{\max} = \frac{R(1 - 2RS)}{1 - 2R} e^{\left[ \frac{2R(S-1)}{(1-2RS)(1-2R)} \right]} \quad \text{para } R = 1/4 \quad (2.56)$$

$$Y_{\max} = (R - RS + R^2 S^2)^{\frac{1}{2}} e^{\left[ \frac{1}{B} \arctan \left( 2RS - \frac{1}{B} \right) - \frac{1}{B} \arctan \left( 2R - \frac{1}{B} \right) \right]} \quad \text{para } R > 1/4 \quad (2.57)$$

para:

$$Y_{\max} = \frac{y_{\max}}{L \tan \alpha} \quad (2.58)$$

$$A = (1 - 4R)^{1/2} \quad (2.59)$$

$$B = (4R - 1)^{1/2} \quad (2.60)$$

$$S = \tan \alpha \quad (2.61)$$

$$R = \frac{r}{(k \cdot \sin^2 \alpha)} \quad (2.62)$$

onde:

$y_{max}$  = altura máxima de lixiviado sobre o fundo do aterro [L]

$L$  = distância horizontal de drenagem [L]

$\alpha$  = ângulo de inclinação do fundo do aterro em direção ao dreno ( $^\circ$ )

$r$  = taxa de influxo de lixiviado [ $LT^{-1}$ ]

$k$  = condutividade hidráulica da camada de drenagem [ $LT^{-1}$ ]

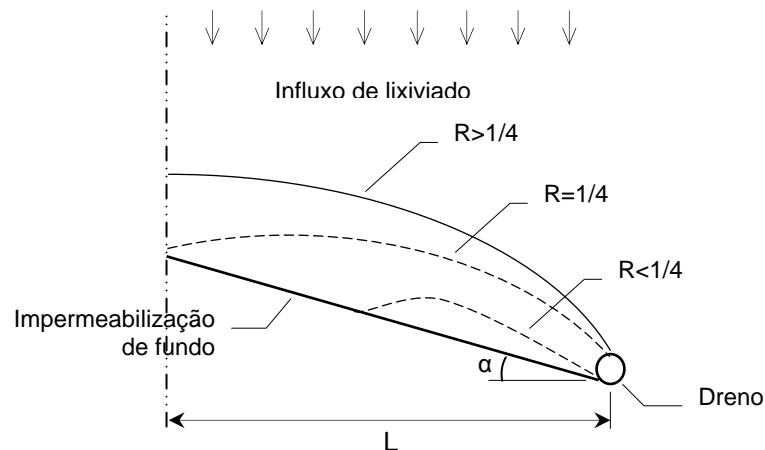


FIGURA 2.5 – SUPERFÍCIES FREÁTICAS DE LIXIVIADO DE ACORDO COM O MODELO DE McENROE (1993)

A aplicação deste modelo é viável apenas para aterros cuja inclinação de fundo não seja superior a 10%. Além disso, devem haver condições de “drenagem livre”, isto é, o nível de lixiviado deve estar abaixo da borda superior do dreno, o que não ocorre se este estiver colmatado (QIAN, GRAY e KOERNER, 2004).

### 2.3 MODELOS COMPUTACIONAIS PARA A SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM ATERROS SANITÁRIOS

Entre os modelos mais difundidos e aplicados em diferentes condições de localização e caracterização de resíduos, podem ser citados o HSSWDS (*Hydrologic Simulation on Solid Waste Disposal Sites* - PERRIER e GIBSON, 1980, citado por NIXON *et al.*, 1997), o HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance* - SCHROEDER e BERGER, 1984a,b, 1994), o FILL (*Flow Investigation for Landfill*

*Leachate* - KHANBILVARDI *et al.*, 1995), o MOBYDEC (*Modèle Global de Bilan Hydrique de Décharge* - GUYONNET e BOURIN, 1994, citado por GUYONNET *et al.*, 1998), o LandSIM (DRURY *et al.*, 2003) e MODUELO 2 (*Modelo de Diseño de Vertederos* - LOBO *et al.*, 2002a,b, 2003a e 2007). Neste trabalho foram descritos os modelos computacionais HELP e MODUELO.

### 2.3.1 HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*)

Um dos modelos mais tradicionais e difundidos, o HELP foi desenvolvido em 1982 para a US EPA (*United States Environmental Protection Agency*), tendo sido inicialmente projetado para avaliar a performance a longo prazo de aterros de resíduos perigosos. Atualmente é utilizado em processos regulatórios de aterros sanitários (SCHROEDER e BERGER, 2007), principalmente devido à facilidade de aplicação, se comparado com outros programas computacionais (HO *et al.*, 2004).

Atualmente, em sua versão 3.80D, o modelo HELP é um modelo determinístico que estima o balanço hídrico em aterros sanitários, considerando a infiltração, a evapotranspiração e o fluxo sub-superficial da água no interior do aterro. Este modelo possui aplicação para aterros em operação, parcialmente encerrados e totalmente encerrados, pois considera, de maneira detalhada, a influência da camada de cobertura final e da vegetação, permitindo diferentes combinações de solos de cobertura, materiais sintéticos e vegetação. O programa é composto por uma base de dados climatológicos, parâmetros de solo padrão, para 21 tipos diferentes de solo, e propriedades de vários materiais sintéticos (SCHROEDER e BERGER, 2004). O HELP é um modelo de grande utilidade para estudos parciais de cada um dos sub-sistemas que compõem o aterro sanitário, como o dimensionamento da rede de drenagem de percolados na fase de projeto (LOBO, 2003a). É um dos modelos mais detalhados, e representa melhor a complexidade do sistema do que a maioria dos modelos (AINA, 2006).

Neste modelo, a água precipitada é dividida entre os fenômenos de armazenamento superficial, escoamento superficial, evapotranspiração, infiltração, armazenamento no solo e drenagem lateral. O escoamento superficial é calculado pelo método empírico da Curva Número do SCS - *Soil Conservation Service* (USDA-SCS, 1985, citado por BOUGHTON, 1989). Para o cálculo da evapotranspiração potencial é utilizado o método de Penman modificado, desenvolvido por Ritchie (1972, citado por BERGER, 2000).

Este modelo é considerado “quase” bidimensional, pois combina dois sistemas unidimensionais em série e o fluxo em meio não saturado, que ocorre logo abaixo da camada de cobertura; sendo avaliado através de uma abordagem empírica, de forma relativamente simples (BERGER, 2000). O fluxo no interior do aterro é dividido em percolação vertical e drenagem lateral.

O fluxo vertical da umidade é determinado de acordo com a metodologia proposta por Campbell (1974, citado por LOBO, 2003a), que considera o efeito da porosidade sobre o fluxo de água no meio, adaptando a Lei de Darcy para meios porosos não saturados, sem deixar de utilizar o parâmetro condutividade hidráulica saturada. A vazão por unidade de área normal ao fluxo é determinada pela Equação (2.63):

$$q = K_s \times \left[ \frac{\theta - \theta_r}{\phi - \theta_r} \right]^{3 + \frac{2}{\lambda}} \cdot i \quad (2.63)$$

onde:

$q$  = vazão específica por área [ $LT^{-1}$ ]

$K_s$  = condutividade hidráulica saturada [ $LT^{-1}$ ]

$\theta$  = umidade volumétrica do resíduo [ $L^3L^{-3}$ ]

$\theta_r$  = umidade volumétrica residual

$\phi$  = porosidade total

$\lambda$  = índice de distribuição do tamanho dos poros

$i$  = gradiente hidráulico

Desde a primeira versão, de 1984, foram realizadas várias atualizações do modelo computacional, que incluíram modificações. A concepção do fluxo de água através do sistema de drenagem na Versão 3 foi baseada em uma solução aproximada semi-empírica não-linear da forma estacionária da equação de Boussinesq (Equação 2.49) (MURPHY E GARWELL, 1998), que resultou na forma (Equação 2.64) (BAGCHI, 2004):

$$Q_c = \frac{2C_1 K_1 \bar{Y}(Y_0 + \alpha p)}{p^2} \quad (2.64)$$

para:

$$C_1 = 0,51 + 0,00205 \alpha p \quad (2.65)$$



$$Y_0 = \bar{Y} \left( \frac{\bar{Y}}{\alpha p} \right)^{0,16} \quad (2.66)$$

onde:

$Q_c$  = fluxo de lixiviado coletado através do sistema de drenagem [ $L^3T^{-1}$ ]

$K_l$  = condutividade hidráulica do dreno de lixiviado [ $LT^{-1}$ ]

$\bar{Y}$  = espessura média do perfil de água acima do fundo do aterro [L]

$\alpha$  = inclinação do fundo do aterro em direção ao dreno ( $^\circ$ )

$2p$  = espaçamento entre os drenos [L]

O modelo também permite determinar o vazamento vertical de lixiviado através do fundo do aterro ( $Q_l$ ), dado pela Equação de Giroud e Bonaparte (1989, citado por MURPHY e GARWELL, 1998), em função da altura média saturada acima da camada de fundo (Equação 2.67):

$$Q_l = K_2 \left( \frac{\bar{Y} + d}{d} \right) \quad (2.67)$$

sendo:

$K_2$  = condutividade hidráulica da camada de impermeabilização de fundo [ $LT^{-1}$ ]

$d$  = espessura da camada de impermeabilização de fundo [L]

O armazenamento de água é considerado até que seja alcançada a capacidade de campo do resíduo, para que então se inicie a percolação. O modelo HELP simula uma célula de cada vez, com a desvantagem de não reproduzir o histórico de ocupação do aterro.

Originalmente o modelo HELP utilizava um processo iterativo com um período de tempo de cálculo de 6 horas, que estimava as vazões de lixiviado coletada e perdida por vazamento com acurácia de  $\pm 5\%$ .

Entre as fragilidades do modelo podem ser citadas a utilização do método da Curva Número para estimativa do escoamento superficial, que não considera o efeito da inclinação dos taludes das células, característica importante de aterros sanitários. Isto implica em resultados menos acurados para a estimativa de águas escoadas superficialmente e infiltradas no maciço (FILOS e KHANBILVARDI, 1993). Além disso, a infiltração é computada como a diferença entre a precipitação e o escoamento superficial e a evapotranspiração. Portanto, os efeitos do teor de umidade e

condutividade hidráulica da camada de cobertura, sua porosidade e predominância da ascensão capilar, não são considerados. O movimento lateral da umidade, por sua vez, é considerado apenas em camadas de drenagem, e o vazamento de lixiviado através da camada de fundo é baseada na altura média de saturação de lixiviado dentro do aterro (MURPHY e GARWELL, 1998).

Um estudo reportado por Mbela *et. al.* (1991, citado por BAGCHI, 2004), para quatro aterros do estado de Wisconsin, nos Estados Unidos, indicou que os erros atingidos pelo modelo HELP, entre os resultados da simulação e os dados obtidos em campo, estiveram na faixa de 84% a 197%.

Em 1993, Filos e Khanbilvardi aplicaram o HELP às características do aterro sanitário de *Fresh Kills*, em Nova York. Após análise de sensibilidade, os autores observaram que o parâmetro mais sensível no modelo foi a condutividade hidráulica ( $K$ ). Para uma diminuição de 50% do valor de  $K$ , a vazão de lixiviado resultante do modelo diminuiu em, aproximadamente, 51%. Quando o valor de  $K$  foi aumentado em 50%, esta vazão aumentou em 54%. A porosidade teve um efeito moderado quanto à sensibilidade. Para uma diminuição de 20% no valor da porosidade, houve uma diminuição de, aproximadamente, 6% no valor da vazão de lixiviado. O parâmetro menos sensível na aplicação do modelo foi o coeficiente de evaporação. Para um aumento de 50% neste parâmetro, a vazão resultante aumentou em apenas 0,58%. Outros parâmetros cuja variação resultou em diferenças insignificantes nos resultados foram a capacidade de campo e o ponto de murchamento permanente. Com isto, os autores concluíram que valores típicos encontrados na literatura para o coeficiente de evaporação, capacidade de campo e ponto de murchamento permanente podem ser utilizados com sucesso na aplicação do modelo HELP.

Fleenor e King (1995, citado por MURPHY e GARWELL, 1998) compararam a Versão 3 do HELP em três regiões climáticas diferentes dos Estados Unidos: úmida, semi-árida e árida. As simulações foram realizadas com o auxílio de séries de dois anos de dados climatológicos que o próprio HELP fornece. O modelo apresentou deficiências para modelar o fluxo vertical da umidade nas regiões áridas, superestimando o fluxo de umidade através das camadas de cobertura. Para camadas de impermeabilização de fundo, em todas as regiões o vazamento de lixiviado foi superestimado. Os autores atribuíram essas deficiências à não consideração das forças capilares para o fluxo vertical de umidade.

No Brasil Marques e Manzano (2003, citado por AINA, 2006) aplicaram o modelo HELP em 5 diferentes regiões climáticas, sem sucesso na obtenção de uma boa relação entre as previsões e os resultados obtidos em campo. Assim, os autores concluíram que a escolha do modelo deve ser feita caso a caso, conforme os dados disponíveis e as características de cada local.

### 2.3.2 MODUELO (*Modelo de Diseño de Vertederos*) – Módulo hidrológico

Em 1998, Lobo e colaboradores (2002a,b, 2003a e 2007) desenvolveram o modelo computacional MODUELO, que atualmente está em sua segunda versão, e possui como finalidade a simulação e a estimativa da geração de lixiviado e gases em aterros sanitários.

O MODUELO 2 é baseado em dados de umidade e de composição média dos resíduos sólidos, este modelo reproduz o histórico de ocupação do aterro e os processos hidrológicos e de biodegradação da matéria orgânica presente nos resíduos.

O algoritmo geral do programa MODUELO 2 possui três blocos de inserção de informação: produção de resíduos, configuração do aterro e dados meteorológicos. Os dados de entrada são utilizados em dois módulos de cálculo, o hidrológico e o de biodegradação da matéria orgânica presente nos resíduos. Estes dois módulos são independentes entre si, sendo facultativa a execução do de biodegradação.

No bloco de produção de resíduos é calculada a evolução anual de resíduos depositados no aterro, sua composição e características, a partir dos dados de população atendida pelo aterro e sua taxa de crescimento anual; taxa de crescimento da produção de resíduos; taxa de segregação para reciclagem; composição dos resíduos, em classes como papel, papelão, restos de comida, madeira, plásticos, vidro, metais, etc.; umidade dos resíduos, poder calorífico e densidade da massa aterrada; biodegradabilidade e composição química dos resíduos.

A configuração do aterro é representada no programa por dois tipos de malha. Uma define o terreno de fundo e a outra define as células unitárias de resíduos, para fins de cálculo. Esta malha de cálculo é tridimensional e apresenta dimensões horizontais constantes definidas pelo usuário, sendo que a definição do tamanho das células determina a precisão e o tempo de cálculo do modelo. No bloco de configuração do terreno podem ser definidos seis tipos de células unitárias, como células de terreno; células vazias, aquelas que ainda não receberam resíduos; células

de resíduos; células encerradas; células de preenchimento, formadas por materiais diferentes dos resíduos, como diques ou aterros de solo; e células dreno.

Os dados meteorológicos necessários ao bloco de clima, correspondentes ao período de simulação, são a precipitação média horária; a temperatura média diária; a radiação solar média diária; a velocidade média diária do vento e a umidade relativa do ar média diária.

Com base no histórico operacional da planta do aterro e da evolução da disposição através do tempo, o módulo hidrológico calcula o fluxo de água através das células do aterro. Em seguida, a partir dos resultados do módulo hidrológico, pode ser realizada a simulação da biodegradação da parte orgânica presente nos resíduos. As equações diferenciais dos modelos matemáticos utilizados na simulação dos processos que ocorrem no aterro são resolvidas através de diferenças finitas, baseando-se nas células de definição do aterro.

Para o cálculo do balanço hídrico superficial são considerados os fenômenos de evaporação superficial e subsuperficial, armazenamento superficial, infiltração e escoamento superficial.

Para as células do tipo resíduo (ou *vertedero*, como denominadas pelo modelo), que são compostas dos resíduos sólidos e sua camada de cobertura diária com solo, é considerado o fenômeno de evaporação. Para o cálculo da evaporação potencial, caso em que se dispõe de registro meteorológico básico, com precipitação e temperaturas diárias máxima e mínima, utilizam-se as equações de Hargreaves (HARGREAVES e SAMANI, 1982, citado por Lobo, 2003a), sendo que o modelo traz valores padrão para a radiação solar média diária e para o número de horas diárias de sol, de acordo com a latitude e o mês. Para o caso de se dispor de dados meteorológicos completos, com número de horas diárias de insolação, temperatura média diária, umidade relativa do ar média diária e velocidade média diária do vento, a equação de Penman é empregada. Para definir a profundidade máxima de evaporação é utilizada a Equação (2.5), desenvolvida por Schroeder e colaboradores (1994, citado por LOBO, 2003a). O volume de água disponível para a evaporação sub-superficial pode ainda ser limitado a uma porcentagem da capacidade de campo do resíduo.

As células do tipo encerradas (ou *vertedero sellado*) são constituídas pelos resíduos e sua camada de cobertura final, sobre a qual geralmente existe alguma espécie de vegetação. Para estas células o fenômeno de evapotranspiração é

também estimado de acordo com a informação disponível. Quando se dispõe apenas de dados como precipitação e temperaturas diárias máxima e mínima, é aplicada a relação empírica definida por Shaw (citado por LOBO, 2003a). De acordo com o autor, a evapotranspiração potencial pode ser estabelecida como uma fração fixa mensal da evaporação potencial de uma superfície de água em determinado mês, pré-calculada pela equação de Penman. Porém, esta relação não considera o efeito do tipo de vegetação na evapotranspiração, de maneira que este método tende a super ou subestimar a evapotranspiração potencial, pois este é um fator que possui forte influência (FOTH e TURK, 1943, citado por BAGCHI, 2004).

Quando os registros meteorológicos completos estiverem disponíveis, a evapotranspiração potencial é estimada pelo método de Penman, porém com três alterações nos parâmetros, propostas pela autora da pesquisa em que MODUELO foi desenvolvido. Primeiramente, o valor do albedo adotado é de 0,25, para representar a variação das propriedades refletivas da vegetação em relação ao solo. Na equação (2.15), para cálculo da energia aerodinâmica para evaporação ( $E_a$ ), o termo somado à velocidade do vento passa de 0,5 para 1, para simular o efeito da rugosidade produzida pela vegetação. Por fim, na equação para cálculo da radiação refletida (2.12) a constante de Stefan-Boltzmann ( $\sigma$ ) é multiplicada por um coeficiente redutor, de 0,95, para refletir a diminuição da radiação pela vegetação (LOBO, 2003a).

O armazenamento de água nas depressões existentes na superfície do aterro, que limita o escoamento superficial, é simulado através do conceito de altura máxima de empoçamento de água sobre a superfície. A chuva precipitada acumula-se até atingir esta altura, estando sujeita aos efeitos de evapotranspiração e infiltração. Acumulando-se acima desta altura, ocorre o escoamento superficial. Esta abordagem empírica é similar à de Linsley (1949, citado por Tucci, 1997), que representa o volume de água retido nas depressões do solo após o início da precipitação. Alguns valores para a diminuição do escoamento superficial através do armazenamento de água nas depressões foram indicados por Hickis (1944, citado por Tucci, 1997), sendo cerca de 0,25 cm para solos argilosos e 0,5 cm para solos arenosos. Deve-se destacar que estes valores dependem da declividade da superfície, pois quanto menor a declividade, maior a tendência de empoçamento de água.

No MODUELO 2 o escoamento superficial pode também ser definido pelo usuário como “conectado” à rede de drenagem de lixiviado, para os casos em que a operação não é realizada adequadamente e os drenos estejam expostos.

Caso a camada de cobertura seja composta por dois materiais distintos, utiliza-se a condutividade hidráulica equivalente, sendo consideradas a espessura e a condutividade hidráulica dos materiais envolvidos. Para o cálculo da infiltração, por sua vez, o modelo utiliza a equação de Horton (2.32).

Os movimentos vertical e horizontal da água no interior do maciço são tratados de maneira independente. Após determinar a quantidade de água infiltrada na célula, o fluxo vertical da água de uma célula a outra é calculado a cada intervalo de tempo, bem como o fluxo através dos drenos. A umidade de cada célula é então atualizada e o fluxo horizontal é determinado. A principal hipótese do módulo hidrológico de MODUELO 2 é que o fluxo vertical através dos resíduos ocorre sempre em condições saturadas, devido ao fato de as camadas de cobertura diárias diminuírem a velocidade vertical do fluxo, o que favorece a movimentação horizontal do líquido. O fluxo vertical é calculado pela Equação de Darcy, juntamente com a lei de continuidade (Equação 2.68). As condições de contorno são a umidade mínima da célula, que é igual à capacidade de campo, e a umidade máxima, que é igual à umidade de saturação. Para a camada de fundo do aterro a condutividade hidráulica vertical é considerada nula, não havendo fluxo vertical.

$$n_e \frac{d\bar{H}_{ijk}}{dt} \times A_h = -K_v^c \times \frac{\bar{H}_{ijk} + e_c}{e_c} \times A_h \quad (2.68)$$

Analisando-se a unidade longitudinal do conduto, o fluxo através dos drenos é considerado unidimensional. Para isto é utilizada, inicialmente, a Lei de Darcy sob as condições de Dupuit, em que as superfícies equipotenciais são verticais.

De acordo com este modelo, a vazão de lixiviado coletado pelo sistema de drenagem ( $Q_c$ ) é determinada pela Equação (2.69):

$$Q_c = \bar{H}_{in} \cdot K \times \left[ \cos \alpha \frac{\bar{H}_{in}}{L_{in}} + \sin \alpha \right] \times L_{CÉLULA} \quad (2.69)$$

onde:

$\bar{H}_{in}$  = espessura média do perfil de água acima do fundo do aterro [L]

$K$  = condutividade hidráulica do dreno de lixiviado [ $LT^{-1}$ ]

$\alpha$  = inclinação do fundo do aterro em direção ao dreno ( $^\circ$ )

$L_{in}$  = distância horizontal de influência do dreno [L]

$L_{célula}$  = largura total da célula [L]

O modelo de fluxo através dos drenos considera ainda a variação da capacidade de armazenamento de água pelas células do dreno, pela aplicação da Equação de Huitric e colaboradores (Equação 2.22) (1980, citado por LOBO, 2003a). A variação da condutividade hidráulica dos resíduos com a sobrecarga, por sua vez, é determinada de acordo com as Equações desenvolvidas por Demirekler e colaboradores (Equação 2.43) (1999, citado por Lobo, 2003a).

Para determinar o fluxo horizontal no interior do maciço, as condições iniciais são dadas pelos valores de altura de saturação calculados pelo modelo de fluxo vertical e seu valores médios para cada célula (Equação 2.70). As condições de contorno são definidas para áreas em que o resíduo está em contato com o ar, sendo o fluxo livre, e para as células apoiadas sobre a impermeabilização de fundo, cujo fluxo normal à superfície de contato é nulo.

$$n_e \frac{\partial H(x, y; t)}{\partial t} = K \cos^2 \alpha_x \times \frac{\partial}{\partial x} \left[ H(x, y; t) \times \left( \frac{\partial H(x, y; t)}{\partial t} - tg \alpha_x \right) \right] + \\ + K \cos^2 \alpha_y \times \frac{\partial}{\partial y} \left[ H(x, y; t) \times \left( \frac{\partial H(x, y; t)}{\partial y} - tg \alpha_y \right) \right] \quad (2.70)$$

Em uma aplicação dos modelos HELP e MODUELO 2 ao aterro sanitário de Meruelo, localizado na Espanha, Lobo (2003b) observou que, para uma simulação por um período de 7 meses a aplicação do MODUELO 2 produziu resultados com atenuação das variações de vazão de lixiviado gerado ao longo do período, o que favoreceu uma boa concordância dos resultados com as observações em campo. Isto ocorreu em consequência da previsão de redução da condutividade hidráulica das camadas mais profundas devido à sobrecarga e, também, à redução da capacidade de campo, que diminuiu a amplitude entre as vazões máximas e mínimas obtidas, pois aumentou a capacidade de armazenamento de umidade, dada pela diferença entre a porosidade total do resíduo e a capacidade de campo. Por outro lado, a aplicação do HELP não permitiu refletir o mesmo padrão, pois este modelo não considera as variações das propriedades hidráulicas ao longo do tempo, ou o histórico de ocupação do aterro.

Outra principal diferença observada, no estudo de Lobo (2003b), entre o modelos HELP e o MODUELO 2 foi o volume de chuva incidente no aterro de Meruelo (13.294 m<sup>3</sup> no período de 7 meses, calculados pelo HELP, contra 11.408 m<sup>3</sup>, com a aplicação do MODUELO), pois o HELP considera a área de uma seção média

traçada no local de exploração, adotando maiores volumes de chuva sobre o aterro. Entretanto, o volume de escoamento superficial obtido com o HELP foi menor ( $2.126 \text{ m}^3$  contra  $2.652 \text{ m}^3$ ), como resultado da calibração da fração da área sujeita a este processo, que foi adequada em 40% da área total, para que os picos de vazão fossem ajustados aos dados medidos em campo. O MODUELO 2 considera a adição do escoamento superficial à rede de lixiviado; porém, isto é adotado apenas em células que estão realmente em contato (“conectadas”) com os elementos de drenagem. Ao final, o volume computado de lixiviado coletado pela rede de drenagem no período foi levemente maior com a aplicação do HELP ( $2.110 \text{ m}^3$ ) do que com o MODUELO ( $1.910 \text{ m}^3$ ).

Ainda de acordo com a mesma autora, outra importante diferença entre os resultados obtidos pela aplicação dos dois modelos foi um atraso na curva de vazão de lixiviado gerada pelo HELP, em relação ao MODUELO 2. A causa justificada foi a consideração do fluxo em zona não saturada pelo HELP, em contraste com o fluxo vertical saturado considerado pelo MODUELO 2. Entretanto, esta diferença não foi percebida quando foram comparados os volumes totais de lixiviado do período simulado pelos dois modelos. Uma das conclusões, em relação aos resultados obtidos, foi a importância da existência de um sistema efetivo de drenagem superficial, em função da contribuição das águas de escoamento superficial na vazão de percolados.

## 2.4 A IMPORTÂNCIA DA QUALIDADE DOS DADOS *VERSUS* QUALIDADE DO MODELO

Os primeiros modelos que surgiram eram, em sua maioria, hipotéticos e não comparavam os resultados obtidos com dados de medições em campo (DWYER, 2003). Atualmente, a maioria dos estudos compara diretamente as respostas da modelagem com aquelas determinadas em campo.

A obtenção de dados operacionais e de monitoramento de aterros sanitários é um ponto crítico para a modelagem, pois além do sistema apresentar uma grande heterogeneidade, geralmente há o hábito de não se dar a devida importância ao registro de informações, quando se trata de sistemas de disposição de resíduos sólidos urbanos, o gera incertezas na descrição de seu comportamento (ZACHAROF e BUTLER, 2004b).



Podem ser citados como causas de resultados inconsistentes ou inválidos a interpretação errônea de exigências e parâmetros definidos na legislação; erros em medições, amostragens e análises; uso inadequado de dados de literatura e, também, a interpretação errônea dos próprios resultados de modelagem ou simulações. Em relação a modelos hidrológicos, um exemplo pode ser a representação inadequada da precipitação devido à variabilidade espacial, o que pode acarretar em erros na estimativa de parâmetros, como taxas de infiltração e coeficientes de escoamento superficial (DAS, 2006).

Para diminuir a influência da qualidade dos dados sobre os resultados, a utilização de dados específicos do local é sempre considerada recomendável. Entretanto, quando isto não é possível, a adoção de dados da literatura deve ser justificada. A coleta de dados deve ser um processo iterativo e intercambiável com o desenvolvimento e refinamento da descrição do local e do modelo matemático. Portanto, para assegurar uma representação confiável do comportamento do sistema, os resultados gerados na simulação devem ser sempre comparados com dados de campo (McMAHON *et al.*, 2001).

Com o propósito de fundamentar a decisão da coleta de dados adicionais para melhor definição dos parâmetros requeridos pelo modelo utilizado, pode ser realizada uma análise de sensibilidade para identificar os parâmetros que exercem maior influência sobre os resultados do modelo. Um exemplo disto são as taxas de produção de lixiviado, que se apresentam completamente dependentes das variáveis meteorológicas (GUYONNET *et al.*, 1998).

A análise de sensibilidade envolve, basicamente, a variação dos valores de um ou mais parâmetros, além da avaliação de sua influência na resposta do modelo. Entretanto, para parâmetros dependentes, ou fortemente correlacionados entre si, pode resultar em combinações pouco realistas, portanto, deve ser observado se os resultados condizem com as observações das condições em campo.

Em modelos determinísticos, a análise de sensibilidade é particularmente importante, pois são usados valores únicos para parâmetros de entrada, o que somado às limitações geralmente observadas nas bases de dados disponíveis pode causar resultados insuficientemente acurados. Uma análise de sensibilidade preliminar também é recomendada quando existe a finalidade da determinação da significância dos resultados do modelo a partir de dados da literatura. Entretanto, para parâmetros de maior impacto, ou seja, cuja variação ocasiona respostas bastante

distintas para o modelo, deve ser indicada sempre a coleta de dados específicos do local (McMAHON *et al.*, 2001) ou então que sejam tratados estocasticamente como distribuições de probabilidade (HO *et al.*, 2004).

Com o objetivo de determinar a correlação entre vários parâmetros observáveis e o desempenho de aterros em longo prazo, Nixon *et al.* (1997) analisaram mais de 500 aterros sanitários já encerrados nos Estados Unidos. Neste estudo foram utilizadas análises univariadas para determinar os parâmetros que poderiam ser considerados como medidas empíricas eficazes para a avaliação do desempenho de um aterro sanitário. Os resultados do estudo permitiram concluir que alguns parâmetros como precipitação, evaporação, radiação solar, temperaturas máximas, índice de vegetação, altura total do aterro, entre outros, podem ser considerados relevantes na observação da viabilidade de aterros no longo prazo.

## 2.5 ABORDAGENS DETERMINÍSTICA E ESTOCÁSTICA PARA A MODELAGEM DE ATERROS SANITÁRIOS

Entre os métodos existentes para a simulação hidrológica de geração de lixiviado podem ser encontrados dois tipos de abordagens distintas: a determinística e a estocástica, ou probabilística. Os métodos determinísticos são constituídos por modelos baseados em equações analíticas, em que cada valor de entrada produz um único valor de saída. Esta abordagem apresenta o inconveniente de envolver suposições sobre condições idealizadas e extrapolar dados experimentais para uma escala natural muito abrangente. Como consequência, surge a dificuldade da aplicação de modelos determinísticos em aterros sanitários, pois a heterogeneidade espaço-temporal do sistema e dos processos apresenta grande importância e deve ser considerada. Como exemplo pode ser citada a natureza desigual da composição e da compactação dos resíduos, além da distribuição randômica das propriedades hidráulicas do maciço de resíduos, como umidade e porosidade. As práticas operacionais também podem apresentar grande irregularidade, o que é de difícil detecção (ZACHAROF e BUTLER, 2004a,b).

Por outro lado, os modelos estocásticos consideram o comportamento aleatório das variáveis envolvidas, de maneira a refletir a variabilidade natural dos parâmetros e as incertezas quanto às determinações e à qualidade dos dados. Os parâmetros que envolvem incertezas e variabilidades são expressos como funções densidade de probabilidade e o conjunto de resultados compõe-se de distribuições de

probabilidades, ao invés de um único valor estimado. Para isto é necessário definir corretamente a distribuição dos parâmetros de entrada, que deve ser ajustada a partir dos dados disponíveis (ZACHAROF e BUTLER, 2004a).

Um modelo computacional estocástico desenvolvido em 1997 pela Agência Ambiental do Reino Unido é o LandSIM, concebido para a avaliação de riscos de contaminação de águas subterrâneas por aterros sanitários. Atualmente, em sua versão 2.5 (DRURY *et al.*, 2003), O LandSIM é composto por um conjunto de equações analíticas de biodegradação da matéria orgânica, fluxo de percolados e transporte de contaminantes. O método de Monte Carlo é aplicado para prever a concentração de contaminantes em uma determinada posição, também denominada *alvo*. Entre as possíveis respostas deste modelo pode-se citar a distribuição de probabilidades do tempo de transporte dos contaminantes através do aterro (Jagloo, 2002).

Os modelos determinísticos necessitam de um maior número de informações específicas do local de interesse (MCMAHON *et al.*, 2001). Quando os dados disponíveis são limitados, a abordagem estocástica torna-se, portanto, mais apropriada. Entretanto, pode haver dificuldade na expressão de alguns parâmetros como funções densidade de probabilidade, por não possuírem um comportamento suficientemente conhecido para o ajuste de sua distribuição. Além disso, modelos estocásticos que possuem muitas funções densidade de probabilidade tornam-se demasiadamente complexos. Outra limitação para o modelamento de aterros sanitários, comum a ambas as abordagens, está relacionada às previsões do desempenho de longo prazo (NIXON *et al.*, 1997), devido à depreciação das estruturas e dos materiais ao longo do tempo, como colmatção de drenos, fissuras nas camadas de cobertura e perfurações nas camadas de impermeabilização inferior (GUYONNET *et al.*, 1998).

Segundo Oreskes e colaboradores (1994, citado por GUYONNET *et al.*, 1998), a complexidade do modelo deve estar adequada à disponibilidade e à consistência dos dados. Portanto, uma abordagem mais simples que seja capaz de reproduzir o comportamento observado em campo deveria ser preferida em relação a uma abordagem mais complexa. Na mesma linha de raciocínio, a calibração, que representa o ajuste de parâmetros através da comparação de dados medidos e simulados, deve ter a preferência à pura validação do modelo, que devido à heterogeneidade do sistema é bastante discutível.

Portanto, o método ideal para a simulação matemática de aterros sanitários é aquele capaz de representar seus principais processos e, ao mesmo tempo, ser adequado aos dados disponíveis em campo, geralmente escassos e com erros de medição e observação. Para evitar estes problemas, uma alternativa seria a integração dos métodos determinístico e estocástico, que pode representar uma alternativa eficaz para que as incertezas sejam bem representadas e refletidas no sistema (LIU, 2001).

## OBJETIVOS

### OBJETIVO GERAL

Modelar os processos hidrológicos em aterros sanitários, com simulação da geração de lixiviado, utilizando o Aterro Sanitário de Curitiba - Caximba, como estudo de caso.

### OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para atingir o objetivo geral deste trabalho, os seguintes objetivos específicos foram estabelecidos:

1. obter dados sobre quantidade e qualidade dos resíduos que são destinados ao Aterro Sanitário de Curitiba;
2. produzir o modelo digital do terreno de fundo e da massa de resíduos do Aterro Sanitário de Curitiba para inserção no programa computacional MODUELO 2;
3. definir as séries de dados climatológicos referentes ao período de operação do Aterro Sanitário de Curitiba, requeridas pelo programa computacional MODUELO 2;
4. determinar curvas granulométricas e propriedades hidráulicas do solo de cobertura do Aterro Sanitário de Curitiba;
5. calibrar os parâmetros hidráulicos do Aterro Sanitário de Curitiba para a simulação da geração de lixiviado através do programa computacional MODUELO 2;
6. simular a geração de lixiviado do Aterro Sanitário de Curitiba através do programa computacional MODUELO 2, avaliando os efeitos de variações da espessura e das propriedades hidráulicas na camada de cobertura dos resíduos.

### 3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Aterro Sanitário de Curitiba foi implantado no ano de 1989 com o objetivo de ser o destino final dos resíduos coletados em Curitiba e em São José dos Pinhais. Durante a sua operação outros Municípios da Região Metropolitana de Curitiba também passaram a utilizá-lo, sendo que hoje o aterro é o destino final dos resíduos provenientes de dezessete Municípios: Almirante Tamandaré, Araucária, Bocaiúva do Sul, Campo Largo, Campo Magro, Campina Grande do Sul, Contenda, Colombo, Curitiba, Fazenda Rio Grande, Itaperuçu, Mandirituba, Pinhais, Piraquara, Quatro Barras, Quitandinha e São José dos Pinhais. A população total atendida pelo aterro sanitário é de cerca de 3.088.000 habitantes (IBGE, 2007).

Desde o início de suas operações, em 20 de novembro de 1989, o aterro sanitário passou por duas ampliações, configurando três maciços de resíduos distintos, denominados de Fase I (já encerrada), Fase II e Fase III, indicadas na Figura 3.1



FIGURA 3.1 – FOTOGRAFIA AÉREA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA  
FONTE: CAVO, 2007

Localizado ao sul do Município de Curitiba, no bairro Caximba, a longitude média do aterro é de 49°20' oeste, e latitude média, de 25°37' sul. As cotas do maciço de resíduos variam entre os 882m, em seu ponto mais baixo, na Fase II, até 932m, no topo da Fase I.

O maciço da Fase I foi operado de novembro de 1989 a outubro de 2002, tendo recebido duas sobreposições, uma de julho a novembro de 2005 e outra em abril de 2006. Nesta Fase, que possui uma altura de cerca de 50 metros, foram depositados 6.683.300t de resíduos, aproximadamente.

O maciço da Fase II, por sua vez, é constituído de seis células de resíduos, com cerca de quatro metros de altura cada. A Fase III prevê oito células com cinco metros de altura, sendo que atualmente a operação está ocorrendo na quinta célula. A totalização da quantidade de resíduos aterrados em cada maciço desde o início da operação do aterro até abril de 2008 é apresentada na Tabela 3.1.

TABELA 3.1 – QUANTIDADES DE RESÍDUOS ATERRADOS DE ACORDO COM OS MACIÇOS, ATÉ ABRIL DE 2008

MACIÇO	PERÍODO DE OPERAÇÃO	QUANTIDADE DE RESÍDUOS ATERRADOS (t)	ÁREA APROXIMADA DA BASE (m <sup>2</sup> )
Fase I	Novembro de 1989 a outubro de 2002	6.346.486,06	237.000 m <sup>2</sup>
	Julho a novembro de 2005	283.990,99	
	Abril de 2006	52.809,78	
Fase II	Novembro de 2002 a abril de 2004	1.029.704,40	32.540 m <sup>2</sup>
Fase III	Maio de 2004 a junho de 2005	757.819,60	170.000 m <sup>2</sup>
	Dezembro de 2005 a março de 2006	235.024,12	
	Maio de 2006 a abril de 2008	1.509.071,42	
<b>TOTAL</b>		<b>10.214.906,37</b>	<b>439.540 m<sup>2</sup></b>

FONTE: SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE, 2008

### 3.1 ASPECTOS OPERACIONAIS

O Aterro Sanitário de Curitiba opera 24 horas por dia, de segunda a sábado. Os veículos de coleta de resíduos sólidos, após passarem por um controle de entrada e pesagem, são direcionados à frente de trabalho para descarga. O aterramento é realizado pelo método de rampa, através do qual os resíduos são empurrados com tratores de esteira contra a rampa formada pela célula de resíduos e compactados por rolo compactador no sentido horizontal em camadas de 20 a 30 cm de espessura cada, conforme apresentado na Figura 3.2.



FIGURA 3.2 – DESCARGA, ESPALHAMENTO E COMPACTAÇÃO DOS RESÍDUOS

FONTE: SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE, 2008

Os tratores realizam movimentos repetidos de baixo para cima, formando taludes com inclinação de 1:2. A densidade de projeto adotada para o Aterro Sanitário de Curitiba é de  $900 \text{ kg/m}^3$  (RESOL, 2003). Conforme o avanço da célula, ocorre a cobertura da face superior com uma camada de solo compactado, tendo sido designada com 20 a 30cm de espessura no projeto de autoria de RESOL (2003). Este solo, utilizado como cobertura intermediária das células do aterro, é proveniente do próprio local, tendo sido cortado quando da escavação para regularização de fundo da Fase III, e classifica-se como solo areno-siltoso. A camada de cobertura final, executada ao atingir a cota final de projeto, também é realizada com solo compactado proveniente do local, porém com uma espessura 50cm estipulada em projeto, e de característica argilo-arenosa, sobre a qual são plantadas leivas de gramíneas (RESOL, 2003).

### 3.2 ASPECTOS DE PROJETO

#### 3.2.1 Impermeabilização de Fundo

A impermeabilização da base do maciço da Fase II é composta por geomembrana de PVC (policloreto de vinila) com 1mm de espessura entre duas camadas de solo argiloso compactado, com 40cm de espessura cada (ASM, 2002). Na Fase III, a camada de regularização inferior de solo compactado possui 60 cm de espessura. A geomembrana utilizada é composta de PEAD (polietileno de alta



densidade) com espessura de 2mm, sob uma camada de proteção com 50cm de solo argiloso compactado (RESOL, 2003).

### 3.2.2 Drenagem de Lixiviado

O sistema de drenagem horizontal de efluentes é formado por drenos principais, secundários e periféricos sobre a impermeabilização de fundo. Nas células superiores à primeira camada, existem drenos denominados, neste trabalho, de terciários. A rede de drenagem horizontal está interligada a drenos verticais que conduzem o lixiviado até os drenos principais e, em seguida, para a tubulação de condução de efluentes até o sistema de tratamento.

Na Fase II os drenos principais e secundários são transversais entre si e não possuem diferença quanto ao seu dimensionamento. Sua seção transversal é retangular, sendo 1m de largura por 1,2m de altura, e são compostos por tubos de concreto armado perfurado com 400mm de diâmetro, envoltos por brita nº 2 e pedras do tipo rachão. Os drenos terciários são formados por pedras do tipo rachão sem o tubo de concreto. Todos os drenos são envoltos por manta geotêxtil, para evitar o carreamento de sólidos e a consequente colmatção, fazendo com que o dreno perca sua funcionalidade. Os drenos verticais, que interligam os principais, secundários e terciários, têm seção circular e são compostos por tubos de concreto armado perfurado com 300mm de diâmetro, envoltos por pedras do tipo rachão, manta geotêxtil e tela metálica galvanizada (ASM, 2002).

A Fase III, por sua vez, teve sua rede de drenagem instalada em cinco etapas diferentes, de acordo com o avanço das células do aterro, denominadas Etapas 1, 2.1, 2.2, 2.3 e 3. Uma diferença marcante entre elas está na Etapa 1, em que foram adotados drenos com tubos perfurados de PEAD, com diâmetro de 15,2cm no caso dos principais, e 10,2cm para os secundários (RESOL, 2003). Nas demais etapas foram instalados tubos de concreto armado, com diâmetro de 400mm. Até uma altura de 20cm acima do tubo o dreno é preenchido por brita de nº 2, e acima disto por pedras tipo rachão. A manta geotêxtil, não tecida, com gramatura de 30g/cm<sup>2</sup> envolve o conjunto. O sistema de drenagem periférico possui as mesmas especificações do dreno principal, sendo que a seção transversal dos drenos nesta fase possui área de 1,72 a 1,76m<sup>2</sup> (CONSILIU, 2007). Os drenos terciários da Fase III são similares aos da Fase II, e são dispostos da mesma maneira que a drenagem





FIGURA 3.4 – REDE DE DRENAGEM DE LIXIVIADO SOBRE IMPERMEABILIZAÇÃO DE FUNDO, (a) FASE III, ETAPA 2.2; (b) FASE III, ETAPA 3

FONTE: CONSILIU, 2006 (a); CAVO, 2007 (b)

### 3.2.3 Drenagem de Águas Pluviais

O sistema de drenagem de águas pluviais tem por objetivo conduzir as águas precipitadas e escoadas superficialmente para fora da área operacional e diminuir a quantidade de águas infiltradas no maciço.

Este sistema é composto basicamente por canaletas pré-moldadas em concreto tipo meia-cana, com diâmetro de 600mm, instaladas nas cristas e nos pés dos taludes. A superfície das bermas e do topo do aterro são executadas com inclinação de 1%, para facilitar o escoamento das águas até as demais estruturas do sistema de drenagem. As canaletas conduzem as águas para descidas em degraus, dispostas em intervalos regulares, executadas em concreto armado e com seção interna de 700mm x 700mm, como pode ser observado na Figura 3.5. No entorno do aterro há um canal em concreto armado com seção retangular variável (de 400 mm x 600 mm a 700 mm x 700 mm) que coleta as águas provenientes dos degraus e conduzem-nas até bacias de dissipação.



FIGURA 3.5 – VISTA DAS CÉLULAS SOBREPOSTAS E DO SISTEMA DE DRENAGEM DE ÁGUAS PLUVIAIS

FONTE: CAVO, 2007

### 3.3 CLIMA

Segundo o sistema de classificação de Köppen, o Município de Curitiba enquadra-se no tipo climático Cfb, que é mesotérmico úmido, sem estação seca, temperatura média do mês mais quente inferior a 22 °C e verões frescos (MAACK, 1968).

As precipitações mensais médias históricas de Curitiba variam de 71mm por mês, em agosto, a 183 mm por mês, em janeiro. Quanto às temperaturas, as menores médias mínimas registradas são de 8,4°C no mês de julho, e as maiores médias máximas, de 26,2°C em fevereiro (SIMEPAR, 2007). A média histórica da quantidade de água evapotranspirada anualmente é de 800mm a 900mm por ano (IAPAR, 2008).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

A simulação da geração de lixiviado no Aterro Sanitário de Curitiba foi realizada através da aplicação do modelo computacional MODUELO 2, desenvolvido pelo Grupo de Engenharia Ambiental da *Universidad de Cantabria*, na Espanha, formado por Lobo e colaboradores (2002a, 2002b, 2003a, 2003b, 2007). A aplicação deste modelo foi possível através de Termo de Compromisso firmado entre a Universidade Federal do Paraná e a *Universidad de Cantabria*.

A estruturação para os procedimentos de cálculo concebidos pelo MODUELO 2 abrangem a definição das etapas:

- inserção de dados de produção de resíduos;
- inserção de dados de configuração do aterro;
- inserção de dados climatológicos;
- definição dos parâmetros de cálculo para o módulo hidrológico (Tabelas 4.2 e 4.3);
- realização dos cálculos do módulo hidrológico;
- definição dos parâmetros de cálculo para o módulo de biodegradação e
- realização dos cálculos do módulo de biodegradação.

A Figura 4.1 apresenta um diagrama esquemático do algoritmo de cálculo do MODUELO 2.

Os módulos hidrológico e de biodegradação são independentes, sendo a execução do último facultativa, não tendo sido realizada neste estudo.

Os cálculos realizados pelo MODUELO 2 para a geração de lixiviado no Aterro de Curitiba foram apenas para as Fases II e III de disposição de resíduos, pois durante a execução deste trabalho não foi possível o acesso ao projeto executivo do maciço da Fase I, elaborado no ano de 1989. Deve ser salientado que o lixiviado proveniente das áreas referentes às Fases II e III é coletado, monitorado e tratado de maneira diferenciada do proveniente da primeira fase.

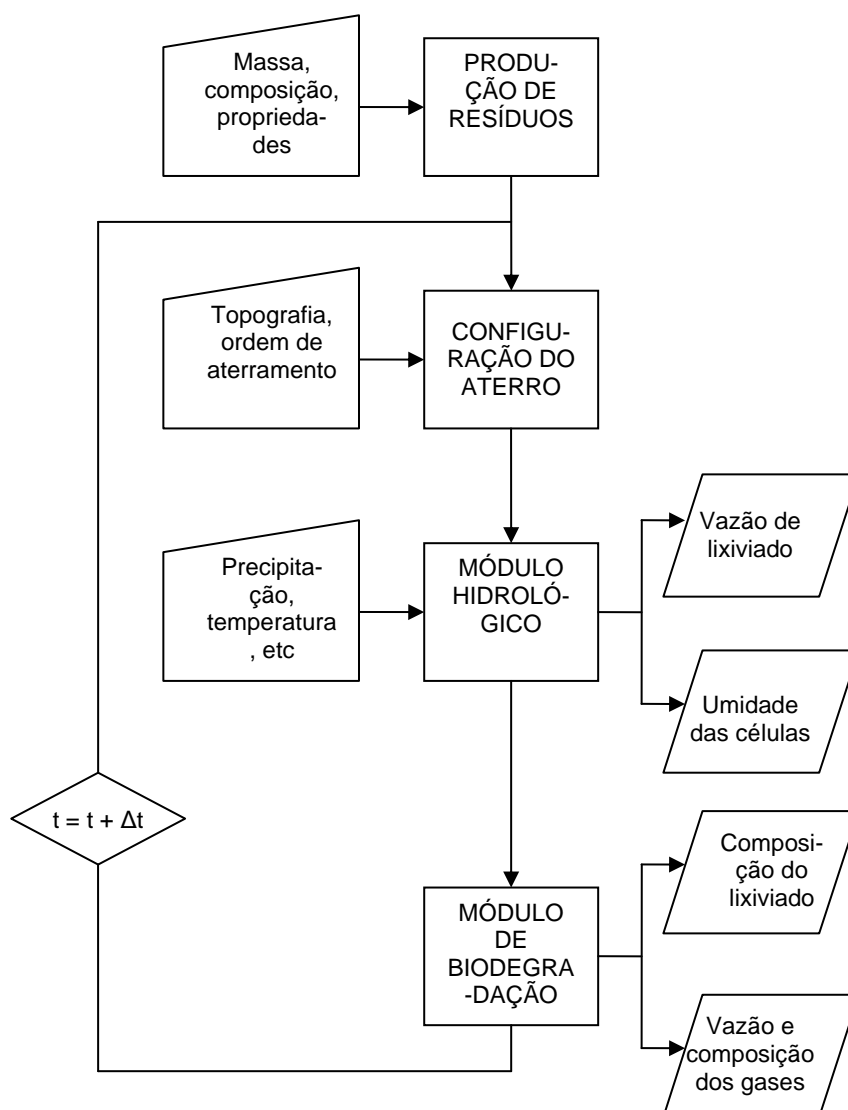


FIGURA 4.1 – ALGORITMO GERAL DO MODELO COMPUTACIONAL MODUELO 2

FONTE: LOBO, 2003a

Durante o período da pesquisa foram realizadas visitas em campo para reconhecimento da área e inspeção/verificação das estruturas do aterro sanitário, bem como coleta de amostras de solo da camada de cobertura para a realização de ensaios e definição de parâmetros pertinentes ao modelo.

As informações e dados sobre a produção de resíduos e a configuração do Aterro Sanitário de Curitiba foram fornecidos pelo Departamento de Limpeza Pública da SMMA (Secretaria Municipal de Meio Ambiente), da Prefeitura Municipal de Curitiba. Os dados climatológicos referentes ao local de estudo foram obtidos junto à SUDERHSA (Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), do Governo do Estado do Paraná e FUNCATE (Fundação

de Ciência, Aplicações e Tecnologias Espaciais). No Anexo 3 é apresentada uma lista com todos os documentos consultados para a realização deste trabalho.

#### 4.1 INSERÇÃO DE DADOS NO MODELO

##### 4.1.1 Dados sobre Produção de Resíduos

A evolução da disposição de resíduos no Aterro Sanitário de Curitiba foi determinada através dos quantitativos mensais resultantes da pesagem dos resíduos na entrada do aterro sanitário, de novembro de 1989 a dezembro de 2007, disponibilizados pelo Departamento de Limpeza Pública da SMMA, conforme lista de documentos apresentada no Anexo.

A quantidade média diária de resíduos gerada *per capita* a cada ano foi estimada através da divisão da quantidade de resíduos disposta anualmente no aterro pelo número de habitantes beneficiados pelo aterro. Este número foi determinado através da aplicação da equação do crescimento geométrico anual (Equação 4.1) (IBGE, 2004), com a utilização da taxa média geométrica anual de crescimento da população da região Metropolitana de Curitiba de 2,01% entre os anos 2000 e 2007, publicada pelo IPPUC (2008):

$$P_t = P_0 \cdot (1+r)^t \quad (4.1)$$

onde:

$P_t$  = população no instante  $t$

$P_0$  = população inicial

$r$  = taxa média anual de crescimento geométrico.

A composição média dos resíduos foi obtida através de resultados de campanhas de caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares depositados no Aterro Sanitário de Curitiba em 2005 e 2006 (SMMA, 2006 e TAVARES, 2007). Nestas campanhas de caracterização os resíduos foram classificados nas categorias papel, papelão, plástico filme, plástico duro, metais ferrosos, metais não ferrosos, vidro, “tetra-pak” (embalagens do tipo longa vida), madeira, trapos (restos de tecido), couro, fraldas, borracha, outros materiais e matéria orgânica.

Os dados para os Municípios de Curitiba, Araucária, Campo Largo, Colombo, Pinhais e São José dos Pinhais, que representam cerca de 85% da população total

atendida pelo aterro sanitário, foram obtidos do estudo realizado por Tavares (2007). Neste estudo foram compilados e analisados os resultados de 180 campanhas de caracterização gravimétrica, realizadas entre julho de 2005 e junho de 2006. Os dados dos demais Municípios da Região Metropolitana foram disponibilizados pelo Departamento de Limpeza Pública, resultados de campanhas de caracterização realizadas no aterro sanitário entre janeiro e junho de 2006, conforme lista de documentos apresentada no Anexo. A composição média final dos resíduos depositados no Aterro Sanitário de Curitiba considerada para o MODUELO 2 foi então obtida por média ponderada dos dados disponíveis, de acordo com o número de habitantes de cada Município participante (Equação 4.2).

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n (p_i \cdot x_i)}{\sum_{i=1}^n p_i} \quad (4.2)$$

onde:

$\bar{x}$  = participação média relativa do resíduo x na composição gravimétrica do aterro sanitário

$p_i$  = população do Município i

$x_i$  = participação relativa do resíduo x na composição gravimétrica para o Município i

#### 4.1.2 Dados de Configuração do Aterro

##### 4.1.2.1 Terreno de fundo

A definição do terreno de fundo e a locação da rede de drenagem de lixiviado foram obtidas através dos seguintes desenhos técnicos de engenharia:

- Fase II: arquivos digitais de Terraplenagem de Fundo e Drenagem de Fundo, partes do Projeto Executivo elaborado pela empresa ASM (2002);
- Fase III, Etapa 1: digitalização das plantas de Escavação e Regularização de Fundo e Impermeabilização e Drenagem de Chorume e de Gás, ambas componentes do Projeto Executivo desenvolvido pela empresa RESOL (2003);
- Fase III, Etapa 2: arquivos digitais de *as-built* da Drenagem de Percolado (CONSILIU e CAVO, 2006).



- Fase III, Etapa 3: digitalização das plantas de Regularização do Fundo e de Drenagem de Percolado, do Projeto Executivo Complementar de autoria da empresa Consiliu (2007).

A digitalização dos desenhos técnicos foi realizada pela aplicação do programa Sistema MaxiCAD 32 Versão 3.7.6.5, desenvolvido pela Maxidata Tecnologia e Informática Ltda, cujo uso foi gentilmente cedido pelo Departamento de Geomática, do Setor de Ciências da Terra, da Universidade Federal do Paraná. Os arquivos resultantes da digitalização foram tratados pelos programas AutoCAD 2005 e SURFER 8.0 para então serem inseridos no MODUELO 2, no formato *.dat*.

Para facilitar a discretização do aterro pelo MODUELO 2, o arquivo foi rotacionado em 19° no sentido horário para que os drenos principais de lixiviado ficassem paralelos ao eixo y.

#### 4.1.2.2 Células unitárias

Para este estudo, a malha com a definição das células unitárias do aterro, em que se baseia o processo de cálculo por diferenças finitas, foi composta inicialmente com dimensões características de 12m x 12m x 5m, sendo largura, comprimento e altura (x, y, z), respectivamente. A definição de doze metros, como dimensão horizontal das células, foi adotada para que fosse possível o atendimento às características de cálculo do MODUELO 2, que é de, no máximo, 50 células unitárias, tendo em vista que as dimensões de comprimento e largura totais dos maciços a serem simulados é de cerca de 600m. A altura de 5 metros foi adotada em função das características operacionais e de projeto do aterro. Entretanto, em função de problemas que ocorreram na etapa da execução dos cálculos devido à definição adotada preliminarmente, foi adotada uma nova concepção dimensional para as células unitárias de 30m de largura, 30m de comprimento e 5m de altura.

As células unitárias de resíduos no MODUELO 2 foram numeradas de acordo com a ordem de ocupação do aterro, que foi definida em função dos Projetos Executivos (ASM, 2002, RESOL, 2003 e CONSILIU, 2007).

No bloco de configuração do terreno são definidos seis tipos de células unitárias, a saber:

- células de terreno: refletem a configuração da base do aterro. São consideradas impermeáveis e inativas, não interagindo com os resíduos;

- células vazias: aquelas que ainda não receberam resíduos;
- células de resíduos: definidas, inicialmente, como células vazias e preenchidas com resíduos e cobertura diária, conforme a simulação do avanço do aterro. A estas células foram atribuídas propriedades como espessura da cobertura, parâmetros de infiltração, de acordo com o modelo de Horton; capacidade de campo inicial dos resíduos; umidade de saturação; densidade da cobertura; condutividade hidráulica vertical e horizontal do resíduo e da cobertura (Tabela 4.3);
- células encerradas: definição similar às células de resíduos, porém com atributos próprios da camada de cobertura final para definição da evapotranspiração (Tabela 4.3);
- células de preenchimento: formadas por materiais diferentes dos resíduos, como diques de solo. São considerados impermeáveis;
- células dreno: formadas por material drenante, como drenos verticais de lixiviado. A estas células são atribuídas propriedades como condutividade hidráulica horizontal e vertical; umidade de saturação; capacidade de campo e densidade. Como característica de concepção do MODUELO 2, podem ser definidos até dois tipos diferentes de células dreno, entretanto, para o caso deste estudo foi considerado apenas um tipo (Tabela 4.3).

#### 4.1.2.3 Drenagem de lixiviado

O Aterro Sanitário de Curitiba teve várias etapas de construção de redes de drenagem, com características diferentes entre si. A inserção da configuração da drenagem de lixiviado para utilização do MODUELO 2 foi possível; entretanto, foi necessário simplificar a disposição e o posicionamento da rede de drenagem em função de problemas que ocorreram na etapa de execução dos cálculos do fluxo de lixiviado.

As Figuras 4.2 e 4.3 apresentam as características de implantação dos drenos, obtidas pela da digitalização descrita anteriormente, e as características de concepção para a modelagem.

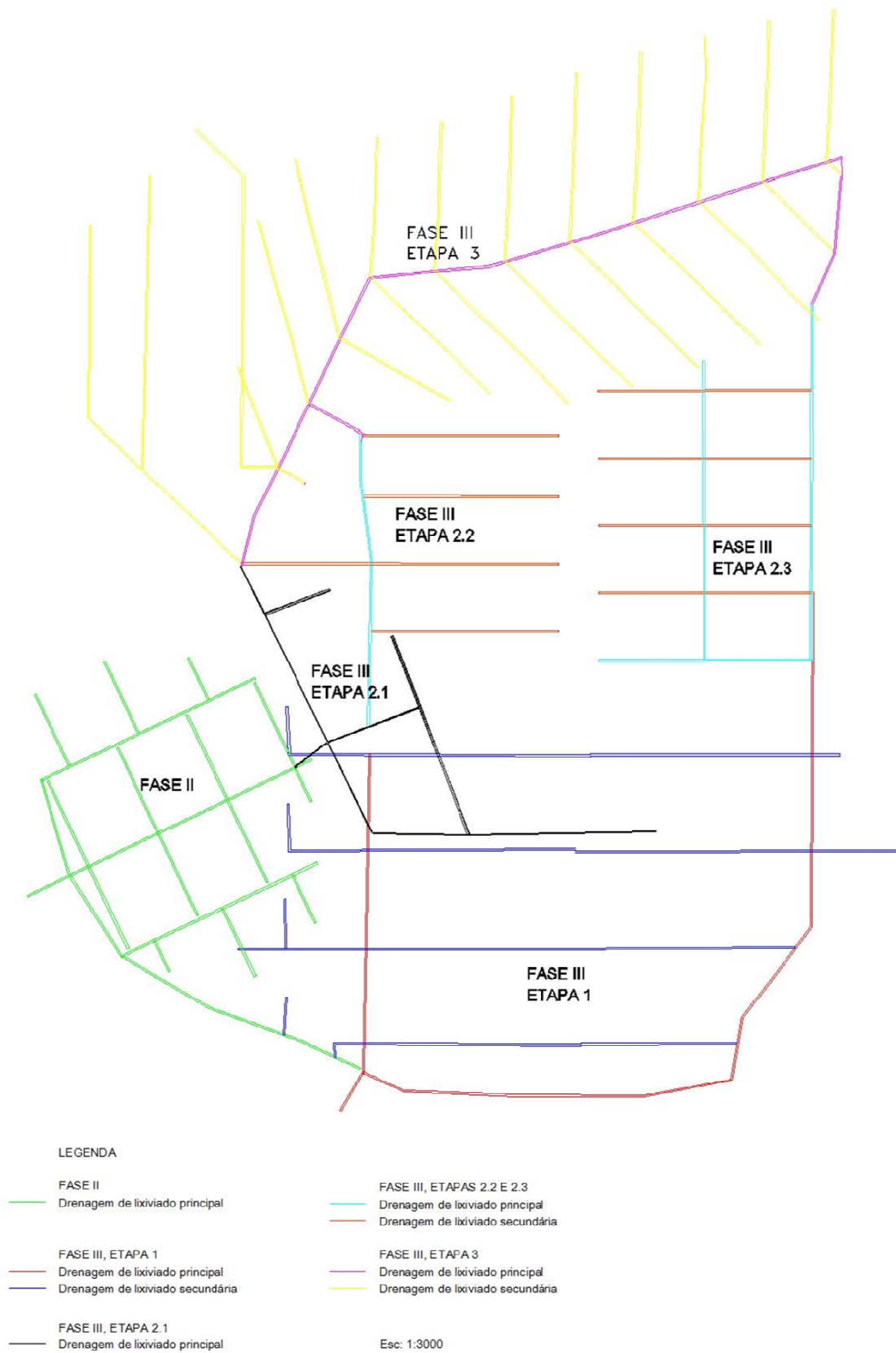


FIGURA 4.2 – DRENAGEM DE FUNDO DO ATERRO SANITÁRIO DA CAXIMBA NAS FASES II E III

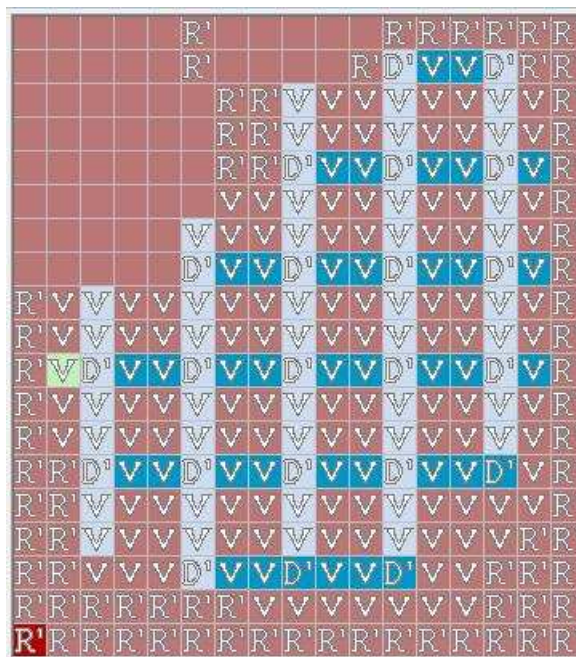


FIGURA 4.3 – TELA DO MODUELO 2 - DRENAGEM DE FUNDO IDEALIZADA PARA O MODELO NAS FASES II E III

A definição das propriedades da rede de drenagem de lixiviado, drenagem de fundo, pelo MODUELO 2 é realizada por meio de uma série de características, apresentadas na Tabela 4.1. Para cada etapa idealizada foram adotadas propriedades médias da drenagem, definidas nos Projetos Executivos (ASM, 2002; RESOL, 2003; CONSILIU, 2007) e idealizadas para o modelo.

TABELA 4.1 – DEFINIÇÃO DO SISTEMA DE DRENAGEM DE FUNDO IDEALIZADO PARA A APLICAÇÃO DO MODUELO 2 NAS FASES II E III DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

	DRENOS PRINCIPAIS	DRENOS SECUNDÁRIOS
Área da seção transversal (m <sup>2</sup> )	2,6	2,6
Diâmetro do tubo (mm)	400	300
Condutividade hidráulica (cm/s)	0,8	0,8
Coefficiente de rugosidade de Manning	0,013	0,013
Inclinação do dreno	3%	3%
Comprimento de influência (m)	30	15
Inclinação do fundo em direção ao dreno	0,5°	0,5°
Direção dos drenos	90°	180° e 0°

#### 4.1.3 Dados Climatológicos

Os dados climáticos necessários ao MODUELO 2 são a precipitação horária, a temperatura média diária, a radiação solar média diária, a velocidade média diária do vento e a umidade relativa do ar média diária.

Como na área de estudo não há estação meteorológica para determinação direta dos dados requeridos, foram utilizadas séries históricas provenientes de duas estações, uma pluviométrica e outra meteorológica, mais próximas ao aterro sanitário.

A estação meteorológica utilizada para a obtenção da série de dados está localizada nas dependências da REPAR - Refinaria Presidente Getúlio Vargas / PETROBRAS – Petróleo Brasileiro S.A, localizada no Município de Araucária, a cerca de 5km da área do Aterro de Curitiba. Esta estação é monitorada pela FUNCATE – Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologias Espaciais, entidade que forneceu as séries de dados referentes ao período de novembro de 2002 a fevereiro de 2008 para: precipitação pluviométrica média horária, temperatura média diária, radiação solar média diária incidente e refletida, velocidade média diária do vento e umidade relativa do ar média diária.

Em função da inexistência de algumas informações referentes aos dados de precipitação pluviométrica da Estação da REPAR, foi necessária a aplicação de um método de preenchimento de falhas. Para tal foi utilizado o método de regressão linear simples, conforme descrito por Bertoni e Tucci (1993). Os dados de precipitação mensal da Estação da REPAR foram correlacionados aos da estação pluviométrica denominada Ponte da Caximba (código ANEEL 2549210), operada pela SUDERHSA – Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná, para o período de novembro de 2002 a fevereiro de 2008. Esta estação está localizada a uma altitude de 879m, nas proximidades da última ponte que atravessa o Rio Barigui, a montante da confluência com o Rio Iguaçu, a uma distância de cerca de 2km da área do aterro. As falhas referentes aos dados mensais da Estação da REPAR foram preenchidas com os dados obtidos pela aplicação da equação de regressão, constituindo a nova precipitação mensal. Para obter a série de chuvas horárias para estes meses foi realizada a desagregação das

alturas de precipitação mensal de maneira proporcional à distribuição das precipitações horárias da Estação Ponte da Caximba (MIRIAM MINE, contato pessoal, 2008).

Os dados de radiação solar média diária provenientes da REPAR também apresentavam muitas falhas e inconsistências, de maneira que foram adotados os valores padrão de radiação solar média diária incluídos no MODUELO 2, de acordo com a latitude e o mês do ano.

#### 4.2 PROCESSAMENTO DA INFORMAÇÃO NO MÓDULO HIDROLÓGICO E CONDIÇÕES DE CONTORNO

O MODUELO 2 possui condições de contorno para a camada superficial do aterro e para o terreno de fundo. Sobre as células unitárias que estão na superfície do aterro atuam os fenômenos de evaporação superficial e sub-superficial, armazenamento superficial e escoamento superficial.

O balanço hídrico superficial é considerado pelo modelo de acordo com o algoritmo apresentado na Figura 4.4. Se a soma da quantidade precipitada e armazenada for maior que a evaporada, parte desta água infiltrará na superfície (INF), de acordo com o modelo de Horton (Equação 2.32). A quantidade de água infiltrada aumenta a umidade da célula, sendo que o restante será armazenado na superfície até superar uma altura máxima de empoçamento ( $d_p$ ), a partir da qual haverá o escoamento superficial (ESC). A quantidade armazenada na superfície (ALMSUP) restante ficará disponível para infiltração ou evaporação no próximo intervalo de tempo. Se a quantidade de água evaporada e/ou evapotranspirada ( $EVP + EVTP$ ) for maior que a soma das quantidades precipitadas e armazenadas na superfície ( $P + ALMSUP$ ), então haverá a evaporação subsuperficial (EVSS), correspondente à quantidade  $[(EVP + EVTP) - (P + ALMSUP)]$  que esteja acima da profundidade máxima de evaporação ( $H_{eva}$ ). Esta profundidade máxima é determinada em função da condutividade hidráulica saturada da cobertura, de acordo com a Equação (2.5), desenvolvida por Schroeder e colaboradores (1994, citado por LOBO, 2003a).

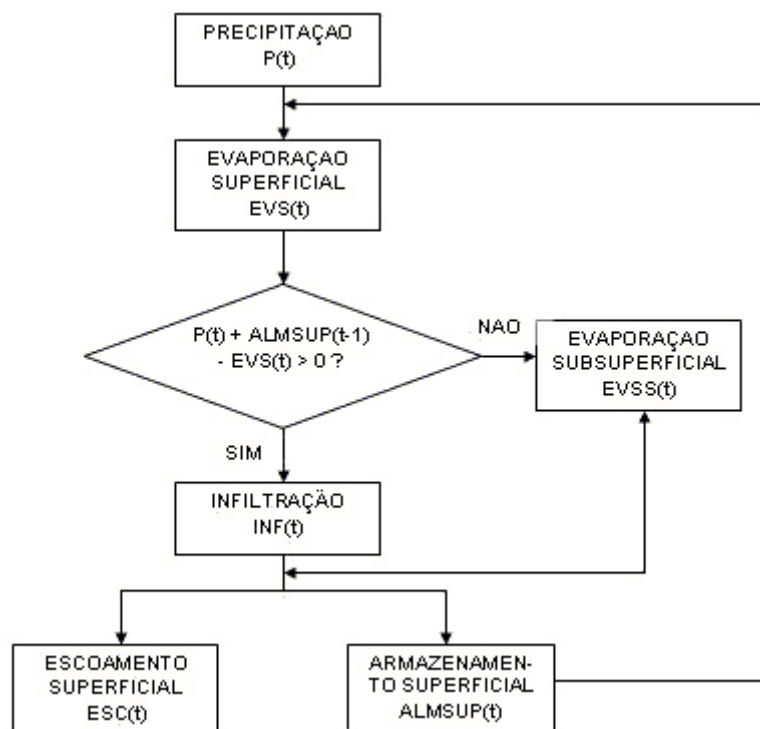


FIGURA 4.4 – ALGORITMO DE CÁLCULO DO BALANÇO HÍDRICO SUPERFICIAL DO MODUELO 2  
FONTE: ADAPTADO DE LOBO (2003a)

A evaporação potencial é calculada para as células que ainda não receberam a camada de cobertura final, utilizando o modelo de Penman modificado (Equações 2.8 a 2.17), baseado nos dados diários de radiação incidente e refletida, temperatura média, número de horas de sol, umidade relativa do ar média e velocidade média do vento. Para as células já encerradas, MODUELO 2 calcula a evapotranspiração potencial, também estimada pelo método de Penman, porém com as alterações nos parâmetros, já comentadas na Revisão da Literatura, para a simulação dos efeitos da camada de vegetação sobre o solo de cobertura.

O volume de água disponível para a evaporação sub-superficial pode ainda ser limitado a uma porcentagem da capacidade de campo do resíduo ( $H_{limite}$ ), conceito similar ao do ponto de murchamento permanente.

Caso a camada de cobertura seja composta por dois materiais distintos, utiliza-se a condutividade hidráulica equivalente, considerando a espessura e condutividade hidráulica dos materiais envolvidos.

Os movimentos vertical e horizontal da água no interior do maciço são tratados de maneira independente. Após determinar a quantidade de água infiltrada na célula, o fluxo vertical da água de uma célula para outra é calculado a cada

intervalo de tempo, bem como o fluxo através dos drenos. A umidade de cada célula é então atualizada e o fluxo horizontal é determinado. A principal hipótese do módulo hidrológico de MODUELO 2 é que o fluxo vertical através dos resíduos ocorre sempre em condições saturadas, devido ao fato de as camadas de cobertura diárias diminuir a velocidade vertical do fluxo, favorecendo sua movimentação horizontal.

O fluxo vertical é calculado através da Equação de Darcy (2.36) juntamente com a lei da continuidade (Equação 2.42). As condições de contorno são a umidade mínima da célula, que é igual à capacidade de campo e a umidade máxima, igual à umidade de saturação. Para a camada de fundo do aterro a condutividade hidráulica vertical é considerada nula, não havendo fluxo vertical ou interação alguma com os resíduos.

O fluxo através dos drenos é considerado unidimensional, analisando-se a unidade longitudinal do conduto. Utilizam-se inicialmente a Lei de Darcy sob as condições de Dupuit, em que as superfícies equipotenciais são verticais (Equação 2.64). O modelo considera ainda a variação da capacidade de armazenamento de água das células do dreno, através da Equação de Huitric e colaboradores (Equação 2.22) (1980, citado por Lobo, 2003a). Por sua vez, a variação da condutividade hidráulica dos resíduos com a sobrecarga é determinada de acordo com as equações desenvolvidas por Demirekler e colaboradores (Equação 2.43) (1999, citado por Lobo, 2003a).

Para determinar o fluxo horizontal no interior do maciço, as condições iniciais são dadas pelos valores da altura de saturação calculados pelo modelo de fluxo vertical e seus valores médios para cada célula. As condições de contorno são definidas para áreas em que o resíduo está em contato com o ar, sendo o fluxo livre, e para as células apoiadas sobre a impermeabilização de fundo, cujo fluxo normal à superfície de contato é nulo.

Os valores atribuídos a estes parâmetros são apresentados na Tabela 4.3.

#### 4.3 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS PARA A APLICAÇÃO DO MODUELO 2 NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

##### 4.3.1 Determinação das propriedades hidráulicas da camada de cobertura

Para a determinação das propriedades hidráulicas do solo de cobertura dos resíduos foram coletadas amostras e realizados ensaios físicos em oito pontos



diferentes do Aterro Sanitário de Curitiba. Para melhor representar a área do aterro a ser modelada, foram escolhidos oito pontos de amostragem. Os pontos foram definidos em função das etapas de operação e da evolução do aterro. Os pontos 1 a 4 representam a cobertura diária das células unitárias de resíduos, enquanto os pontos 5 a 8 representam a cobertura das células encerradas, podendo ser observados como os pontos em vermelho na Figura 4.5.

De cada ponto foram coletadas cinco amostras indeformadas em anéis metálicos a uma profundidade de cerca de 15cm cada, totalizando quarenta amostras de solo como a apresentada na Figura 4.6. Para estas amostras foram realizados ensaios para a determinação da condutividade hidráulica saturada e da retenção de umidade pelo solo. Estas análises foram realizadas no laboratório de solos da EMBRAPA Florestas em Colombo, no período de 23 de janeiro a 15 de fevereiro de 2008.

A condutividade hidráulica saturada das amostras foi obtida através de ensaios com permeâmetro com carga constante, através da leitura do volume de água percolada e aplicação da Equação de Darcy (EMBRAPA, 1997).



Legenda:

- Pontos de amostragem para determinação da curva granulométrica
- Pontos de amostragem para determinação de propriedades hidráulicas

FIGURA 4.5 – LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO

FONTE: FOTOGRAFIA AÉREA PRODUZIDA POR CEPPOLINA, 2008

PONTOS IDENTIFICADOS PELA AUTORA



FIGURA 4.6 - COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO PARA ENSAIOS DE RETENÇÃO DE UMIDADE

Para a determinação da retenção de umidade do solo foi utilizado o Aparelho extrator de Richards (EMBRAPA, 1997). As amostras foram previamente saturadas, colocadas no aparelho e submetidas às pressões de 6kPa, 10kPa, 100 kPa e 1500kPa (Figura 4.7). O período em que as amostras foram submetidas a cada pressão foi o suficiente para que fosse atingida a drenagem máxima da água contida nos poros do solo. Após retiradas do aparelho, as amostras tiveram sua umidade determinada.



FIGURA 4.7 - AMOSTRAS DE SOLO NO APARELHO EXTRATOR DE RICHARDS

A curva de secagem do solo foi então determinada através da aplicação da Equação de Van Genuchten (1980) (Equação 4.3, Tabela 2.9):

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^m} \quad (4.3)$$

onde:

$\theta$  = teor de umidade volumétrico (vol/vol)

$\theta_r$  = teor de umidade volumétrico residual (vol/vol)

$\theta_s$  = teor de umidade volumétrico na saturação (vol/vol)

$h$  = altura de sucção mátrica (cm), correspondente à pressão aplicada

$\alpha$ ,  $n$  e  $m$  = parâmetros de ajuste.

A Equação (4.3) foi ajustada aos valores de teores de umidade observados para cada amostra pelo método de mínimos quadrados, com o auxílio do programa computacional RETC (VAN GENUCHTEN, 2007).

Para a determinação da condutividade hidráulica não saturada foi utilizada a equação de Mualem (1976), adaptada ao modelo de Van Genuchten (1980). (Equações 4.4 e 4.5).

$$K_r = \left\{ \frac{1 - (\alpha h)^{n-1} \left[1 + (\alpha h)^n\right]^m}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^{m/2}} \right\} K_{sat} \quad (4.4)$$

onde:

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad (4.5)$$

Também foi realizada uma análise granulométrica do solo de cobertura do aterro. Novamente oito locais de amostragem foram definidos (F1 a F8, identificados em amarelo na Figura 4.5), tendo as amostras sido coletadas com o auxílio de trado manual, como mostrado na Figura 4.8. Nas sondagens em que o trado manual alcançou a camada de resíduos compactados, foi determinada a espessura da camada de cobertura de solo. Os ensaios de sedimentação e peneiramento foram realizados no Laboratório de Materiais e Estruturas do Centro de Estudos de Engenharia Civil da UFPR, de acordo com a NBR 7181/84 (ABNT, 1984). Os ensaios de sedimentação foram realizados duas vezes para cada uma das

amostras, com defloculante como meio dispersor, uma solução de hexametáfosfato de sódio, e outra apenas com água destilada, como mostrado na Figura 4.9.



FIGURA 4.8 – COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO COM O AUXÍLIO DE TRADO MANUAL



FIGURA 4.9 – ENSAIO DE SEDIMENTAÇÃO EM EXECUÇÃO

#### 4.3.2 Parâmetros adotados para a aplicação do MODUELO 2 no Aterro Sanitário de Curitiba

Os parâmetros adotados para cada um dos processos considerados no módulo hidrológico do MODUELO são apresentados a seguir.

##### 4.3.2.1 Escoamento superficial

O valor da altura máxima de empoçamento sobre a superfície ( $d_p$ ) adotado inicialmente foi de 50mm, em função da superfície irregular da cobertura e da ocorrência de vários pontos de empoçamento observados em visitas a campo. Após a primeira simulação este valor foi adequado de acordo com o ajuste dos resultados da simulação e os dados medidos em campo, como recomendado por Lobo (2003a).

##### 4.3.2.2 Evapotranspiração

Para a definição da porcentagem da capacidade de campo que não pode ser evaporada ( $H_{\text{limite}}$ ) foi adotado o valor médio de 84%, correspondente à razão entre o teor de umidade do ponto de murchamento permanente (PMP) e da capacidade de campo (CC), obtidos com os ensaios de laboratório. O ponto de murchamento permanente considerado é a umidade média das amostras correspondente à pressão de 1500kPa; e a capacidade de campo, a 10kPa (COUTO e SANS, 2002).

##### 4.3.2.3 Infiltração

Inicialmente, o valor da taxa de infiltração inicial ( $f_0$ ) do parâmetro da equação de Horton (Equação 2.32) foi adotado como 42,3 mm/h, de acordo com os valores recomendados por Huber e Dickinson (1988) (Tabela 2.8), em função da análise granulométrica realizada e dos teores de umidade inicial determinado através dos ensaios em laboratório, próximo à capacidade de campo. As taxas de infiltração final ( $f_c$ ) foram adotadas como sendo igual à condutividade hidráulica do solo de cobertura determinada em laboratório, que foi de 1,08 mm/h, conforme recomendado por Hsu, Ni e Hung (2002). O valor da variação da taxa de infiltração com o tempo ( $\beta$ ) adotado foi o recomendado por Huber e Dickinson (1988), de 4,14 h<sup>-1</sup>.

##### 4.3.2.4 Fluxo horizontal de lixiviado

Para os resíduos foi aplicado o valor típico de 40% de umidade em peso para aterros sanitários, de acordo com Tchobanoglous (1994). A condutividade hidráulica

horizontal do resíduo ( $K_h$ ) adotada foi a recomendada por Dixon e Jones (2005), de  $1 \times 10^{-2}$  cm/s.

#### 4.3.2.5 Fluxo vertical de lixiviado

A umidade de saturação ( $\theta_{sat}$ ) adotada para as células unitárias de resíduos e células encerradas foi de 52%, média de valores observados por Oweis (1990), Schroeder *et al.* (1994), Korfiatis *et al.* (1984) e Koda e Zakowicz (1998), citados por Lobo (2003a), além dos resultados dos ensaios em laboratório com o solo da camada de cobertura.

A condutividade hidráulica vertical da cobertura ( $K_c$ ) adotada inicialmente foi a condutividade saturada determinada em laboratório, de  $3 \times 10^{-5}$  cm/s. Na etapa de calibração, este parâmetro foi ajustado para refletir as condições de qualidade da cobertura em campo, de maneira a definir a condutividade equivalente da cobertura (EDUARDO DELL'AVANZI, contato pessoal, 2008).

A condutividade hidráulica vertical do resíduo ( $K_v$ ), por sua vez, foi adotada inicialmente como  $1 \times 10^{-3}$  cm/s, valor observado em pesquisas realizadas por Oweis (1990), Schroeder *et al.* (1994), Manassero *et al.* (1997), Korfiatis *et al.* (1984), Koda e Zakowicz (1998), citados por Lobo (2003a) Landva *et al.* (1998) e Fang (1983), citados por Jang, Kim e Lee (2002).

Os valores para a variação de  $K_c$  e  $K_v$ , com a sobrecarga, foram os adotados por Lobo *et al.* (2003b) em sua pesquisa, sendo 30% para  $CC_b$  e 30.000 kg/m<sup>2</sup> para  $CC_c$ . Para a capacidade de campo inicial ( $CC_a$ ) para os resíduos foi adotado o valor de 35%, a média dos valores observados por Rovers e Farquhar (1973), Walsh e Kinman (1979, 1981), Wigh (1979) e Fungaroli (1979) citados por Bagchi (2004) (Tabela 2.6).

#### 4.3.2.6 Fluxo através dos drenos

Os parâmetros foram definidos em função de valores encontrados em literatura (LOBO, 2003a e WSRC, 2003) e adotados nos Projetos Executivos do Aterro Sanitário (CONSILIU, 2007).



TABELA 4.2- PARÂMETROS ADOTADOS PARA CÉLULAS TIPO DRENO

PARÂMETRO	UNIDADE	VALOR ADOTADO	FONTE
CC Capacidade de campo	% em peso	9	Média de valores: Lobo (2003a), WSRC (2003)
$\theta_{sat}$ Umidade de saturação	$m^3/m^3$	0,5	Valor adotado por Lobo, 2003a
$K_h$ Condutividade hidráulica horizontal	cm/s	0,8	Valor indicado em Consilium (2007)

TABELA 4.3- PARÂMETROS ADOTADOS PARA AS CÉLULAS DE RESÍDUOS E PARA CÉLULAS ENCERRADAS

PARÂMETRO	UNIDADE	CÉLULAS DE RESÍDUOS	CÉLULAS ENCERRADAS	FONTE
dp Altura máx. de empoçamento	mm	0	0	Lobo (2003a)
$H_{limite}$ Porcentagem da capacidade de campo que não pode ser evaporada	%	84%	84%	Razão entre o PMP e a CC obtidos dos ensaios em laboratório
$f_0$ Taxa mínima de infiltração inicial	mm/h	42,33	42,33	Huber e Dickinson (1988)
$f_c$ Taxa mínima de infiltração final	mm/h	1,08	1,08	Média de valores de condutividade hidráulica saturada obtidas com ensaios de laboratório, conforme recomendado por Hsu, Ni e Hung (2002)
$\beta$ Variação da taxa de infiltração com o tempo	$h^{-1}$	4,14	4,14	Valor recomendado por Huber e Dickinson (1988)
$CC_a$ Capacidade de campo inicial	$m^3/m^3$	0,35	0,35	Média de valores: Rovers e Farquhar (1973), Walsh e Kinman (1979, 1981), Wigh (1979) e Fungaroli (1979) citados por Bagchi (2004)
$CC_b$ Capacidade de campo final dos resíduos	$m^3/m^3$	0,3	0,3	Lobo (2003a)
$CC_c$ Variação de CC com a sobrecarga	$kg/m^2$	30.000	30.000	Lobo (2003a)

(continua)

TABELA 4.3- PARÂMETROS ADOTADOS PARA AS CÉLULAS DE RESÍDUOS E PARA CÉLULAS ENCERRADAS (continuação)

PARÂMETRO		UNIDADE	CÉLULAS DE RESÍDUOS	CÉLULAS ENCERRADAS	FONTE
$\theta_{\text{sat}}$	Umidade de saturação	$\text{m}^3/\text{m}^3$	0,52	0,52	Média de valores: Oweis (1990), Schroeder <i>et al.</i> (1994), Korfiatis <i>et al.</i> (1984) e Koda e Zakowicz (1998), citados por Lobo (2003a) e de resultados de ensaios em laboratório
$K_h$	Condutividade hidráulica horizontal do resíduo	cm/s	$1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$	Dixon e Jones (2005)
$K_v$	Condutividade hidráulica vertical do resíduo	cm/s	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-3}$	Faixa de valores: Oweis (1990), Schroeder <i>et al.</i> (1994), Manassero <i>et al.</i> (1997), Korfiatis <i>et al.</i> (1984), Koda e Zakowicz (1998), citados por Lobo (2003a); Landva <i>et al.</i> (1998) e Fang (1983), citados por Jang, Kim e Lee (2002)
$a_K$	Variação de $K_v$ com a sobrecarga	$\text{m}^3/\text{t}$	0,29	0,29	Lobo <i>et al.</i> (2003b)
$K_c$	Condutividade hidráulica vertical da cobertura	cm/s	$3 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^{-5}$	Média de valores de condutividade hidráulica saturada obtidas com ensaios de laboratório
$b_K$	Variação de $K_c$ com a sobrecarga	$\text{m}^3/\text{t}$	0,19	0,19	Valor obtido através da Equação de Rowe e co-autores (1996), citado por Lobo <i>et al.</i> (2003b)
$\rho$	Densidade	$\text{t}/\text{m}^3$	0,9	0,9	Resol, 2003
$\rho_c$	Densidade da cobertura	$\text{t}/\text{m}^3$	1,43	1,43	Média dos resultados de ensaios em laboratório

#### 4.4 AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS DO MODELO

Os resultados da vazão diária de lixiviado obtidos com o MODUELO 2 foram comparados com a vazão dos efluentes conduzida até o sistema de tratamento, que é monitorada por leitura da régua graduada em calha do tipo Parshall. A série de vazões diárias registradas tem seu início em agosto de 2005, até fevereiro de 2008.



A primeira simulação foi realizada adotando-se todos os parâmetros citados nas tabelas 4.2 e 4.3. Na sequência, foi iniciada a calibração, por meio de simulações, com mudanças paramétricas das propriedades hidráulicas dos resíduos e do solo de cobertura, como as condutividades hidráulicas horizontal e vertical dos resíduos e da camada de solo de cobertura. A calibração foi realizada com base na similaridade da resposta da produção de lixiviado em relação à série de valores observados, tendo sido observados os picos de vazão e seu período de decaimento. A cada simulação apenas um parâmetro foi alterado, de maneira a avaliar a resposta e proceder nova simulação. Primeiramente foi definida a melhor relação entre as condutividades horizontal e vertical do resíduo, como indicado por Lobo (2003a). Em seguida, os parâmetros hidráulicos da camada de cobertura, sendo taxas de infiltração e condutividade hidráulica, foram modificados para a definição dos valores equivalentes. O último parâmetro a ser testado para calibração foi a altura máxima de empoçamento.

Após a calibração do modelo, foi feita uma avaliação das respostas na geração de lixiviado às variações na condutividade hidráulica e espessura da camada de cobertura dos resíduos, levando em consideração os critérios definidos na norma brasileira NBR 13896 (ABNT, 1997).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo, a aplicação do programa computacional MODUELO 2 ao Aterro Sanitário de Curitiba foi realizada apenas para o módulo hidrológico, não tendo sido aplicado ao módulo de biodegradação.

A simulação da geração de lixiviado foi realizada para as Fases II e III de disposição de resíduos do Aterro Sanitário de Curitiba, devido à falta de informações sobre a Fase I, como topografia do terreno de fundo, projeto da rede de drenagem e plano de ocupação. Deve ser salientado que o lixiviado proveniente das áreas modeladas é coletado, monitorado e tratado de maneira diferenciada daquele proveniente da primeira fase, o que não prejudicou a aplicação do modelo às áreas em estudo nem, tampouco, a comparação dos resultados com os dados de vazão de lixiviado disponíveis.

### 5.1 INSERÇÃO DE DADOS NO MODELO

De acordo com a estruturação dos procedimentos de cálculo concebidos pelo MODUELO 2, a inserção de informações refere-se a três conjuntos de dados, que são: produção de resíduos, configuração do aterro e dados climatológicos.

#### 5.1.1 Dados sobre Produção de Resíduos

A evolução da quantidade de resíduos destinados ao Aterro Sanitário de Curitiba pode ser observada na Figura 5.1. O período em que houve um maior acréscimo na disposição foi durante a operação da Fase I, representado por um acentuado auge na região correspondente. Isto é devido, provavelmente, à gradual incorporação de outros Municípios da Região Metropolitana, que passou de três Municípios em 1989 (Curitiba, São José dos Pinhais e Almirante Tamandaré), a treze, em 1998. De novembro de 1989 até novembro de 2002, mês em que a Fase I foi encerrada, na área correspondente a esta fase, haviam sido depositadas 6.346.486,06t de resíduos. Durante a operação da Fase II, novembro de 2002 a abril de 2004 a tendência foi de decréscimo da produção de resíduos, tendo sido recebido no aterro um total de 1.029.704,40t, como pode ser observado pelo leve declínio na região correspondente da Figura 5.1. Para a Fase III, cuja área tem sido operada desde maio de 2004, tem sido observado um crescimento gradativo da produção de resíduos, como o que ocorreu durante a operação da Fase I, sendo que

até abril de 2008 já haviam sido dispostas 2.501.915,14t. Portanto, as Fases II e III somam uma quantidade de resíduos dispostos de 5.531.619,54t.

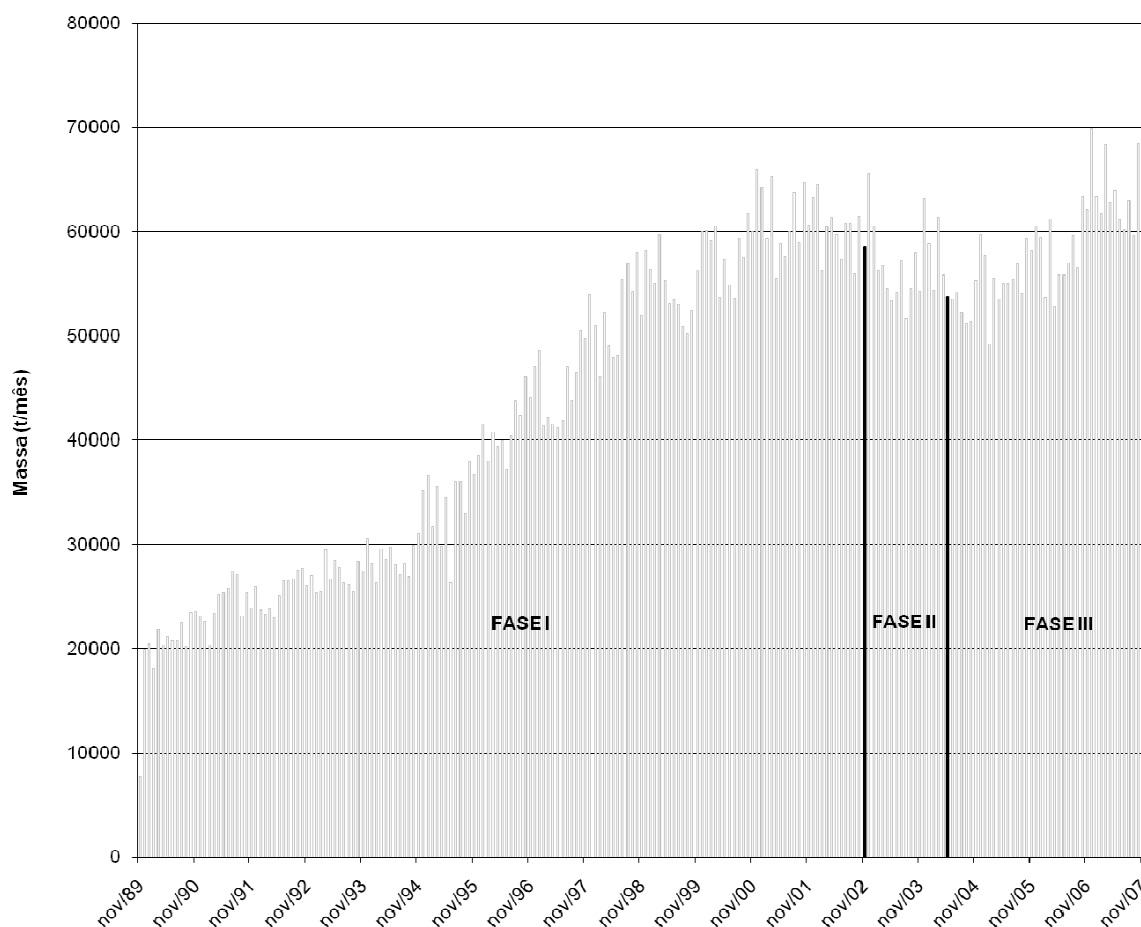


FIGURA 5.1. – QUANTIDADE DE RESÍDUOS DEPOSITADOS NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA ATÉ DEZEMBRO DE 2007

FONTE: DEPARTAMENTO DE LIMPEZA PÚBLICA, 2008

A produção média diária *per capita* de resíduos por ano, para o período em estudo, desde o início da operação da Fase II, obtida por regressão geométrica da população a partir do censo de 2007 (IBGE, 2007) é apresentada na Tabela 5.1.

Esta tabela mostra que a produção de resíduos pela população da Região Metropolitana de Curitiba teve um decréscimo de 2002 até 2005, quando retornou a aumentar (Figura 5.1). A média da produção de resíduos sólidos em 2007 foi de 678 g/hab.d.

TABELA 5.1 – PRODUÇÃO PER CAPTA DE RESÍDUOS SÓLIDOS PARA O PERÍODO DE 2002 A 2007

ANO	POPULAÇÃO ATENDIDA PELO ATERRO (habitantes)	QUANTIDADE DE RESÍDUOS DISPOSTA (toneladas)	PRODUÇÃO PER CAPITA MÉDIA DIÁRIA (kg/hab.dia)
2002	2.795.526	722.987,32	0,709
2003	2.851.716	674.791,41	0,648
2004	2.909.036	662.320,24	0,624
2005	2.967.507	670.790,64	0,619
2006	3.027.154	707.718,23	0,641
2007	3.088.000	764.324,67	0,678

FONTE: IBGE (2007) e SMMA (2008a)

Para obtenção da composição média dos resíduos destinados ao Aterro Sanitário de Curitiba (Tabela 5.2), representada em porcentagem por peso, foram utilizadas duas fontes de informação, os dados fornecidos pelo Departamento de Limpeza Pública (2006), para Curitiba e outros nove municípios, e os resultados do estudo realizado por Tavares (2007), para Curitiba e mais cinco Municípios da Região Metropolitana, totalizando quinze municípios. Todos os dados utilizados referem-se a campanhas de caracterização realizadas nos anos de 2005 e 2006.

Para a aplicação do MODUELO 2, em função da falta de dados referentes à evolução da composição nos anos seguintes, foi adotada a composição média dos resíduos, que foi considerada constante durante todo o período de simulação.

Da Tabela 5.2 pode-se observar que o material mais expressivo na composição foi a matéria orgânica, com cerca de 43% da composição geral, o que representa uma influência expressiva na umidade inicial da massa dos resíduos. A presença de plásticos na composição dos resíduos também é significativa, perfazendo um total de cerca de 18,5%, entre plásticos tipo filme e plásticos rígidos.

Em função das características dos resíduos depositados e devido à diminuição da condutividade hidráulica causada pela grande proporção de plásticos, a condutividade hidráulica média da massa também deve estar sujeita à influência da presença destes materiais.

TABELA 5.2 – COMPOSIÇÃO MÉDIA DOS RESÍDUOS DESTINADOS NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

CLASSIFICAÇÃO	PORCENTAGEM EM PESO
Papel	13,36%
Papelão	3,61%
Plástico Filme	12,71%
Plástico Rígido	5,86%
Metais Ferrosos	2,13%
Metais Não-Ferrosos	0,30%
Vidro	4,13%
Tetra Pak	1,57%
Madeira	0,75%
Têxteis	4,92%
Couro	0,84%
Fraldas	5,39%
Borracha	0,71%
Outros Materiais	0,47%
Matéria Orgânica	43,37%

FONTE: ADAPTADO DE SMMA (2006) e TAVARES (2007)

### 5.1.2 Configuração do Aterro

Após a inserção do arquivo digital da topografia de fundo do aterro, a malha com a definição das células unitárias do aterro foi concebida inicialmente com para as dimensões de 12m de largura, 12m de comprimento e 5m altura. Entretanto, em função da definição adotada, ocorreram problemas na etapa de execução dos cálculos do fluxo de lixiviado. Como consequência, foi levantada a hipótese de que, devido ao tamanho do Aterro Sanitário de Curitiba, a malha deveria apresentar maiores dimensões, para que a definição morfológica não ficasse demasiadamente complexa no modelo, prejudicando a sua operação. Esta hipótese foi confirmada ao se comparar a configuração do aterro de Curitiba com a concepção adotada por LOBO (2003a) para o aterro espanhol de Meruelo I, em sua pesquisa com o MODUELO 2. O aterro de Meruelo possui uma área superficial total de cerca de 39.600 m<sup>2</sup>, tendo sido definida no modelo uma malha de 14m x 14m x 2,7m, totalizando 876 células unitárias, como pode ser observado na Figura 5.2. Em contraste, as Fases II e III do aterro sanitário de Curitiba, objetos deste estudo, possuem uma área total de cerca de 200.000 m<sup>2</sup>, sendo que pela definição inicial

das células (12m x 12m x 5m) existiam mais de 8.000 células unitárias para a aplicação do MODUELO 2, o que resultou no travamento da execução dos cálculos por falta de capacidade do modelo. Para resolver este problema, foi adotada uma nova concepção dimensional para as células de 30m de largura, 30m de comprimento e 5m de altura. Assim, o problema relacionado à execução dos cálculos pelo MODUELO foi solucionado, tendo sido reduzido o número de células unitárias para 2.801, como mostrado na Figura 5.3.

A disposição dos resíduos foi então definida através da disposição das células unitárias de acordo com os planos de ocupação definidos nos projetos de ASM (2002), RESOL (2003) e CONSILIU (2007). Para cada célula unitária foi definida uma ordem de colocação, de maneira a simular a evolução do aterro sanitário ao longo do tempo. Em função das características do MODUELO 2, foi mantida a denominação das células, sendo que *R* indica as células do tipo preenchimento (*relleno*), que representam os diques que circundam o aterro e aterros de solo que nivelam o fundo; *V* as células de resíduos (*vertedero*); *D* os drenos, ou elementos de drenagem, principal, secundária, terciária ou vertical e *Vs* o aterro encerrado (*vertedero sellado*), ou células de resíduos que possuem características específicas de cobertura final.

Em função das características de concepção, o MODUELO 2 apresenta como vantagem a capacidade de reproduzir o histórico de ocupação e a evolução do aterro sanitário ao longo do tempo. Assim, potenciais mudanças na geometria do aterro podem ser avaliadas e testadas previamente, como ampliações e mudanças no dimensionamento da drenagem (LOBO, 2003a).

Entretanto, o MODUELO 2 apresenta uma desvantagem quanto à configuração do aterro, que é o formato das células unitárias, pois não permite a simulação de diferentes inclinações para os taludes, fato que influencia na quantidade de água escoada superficialmente.

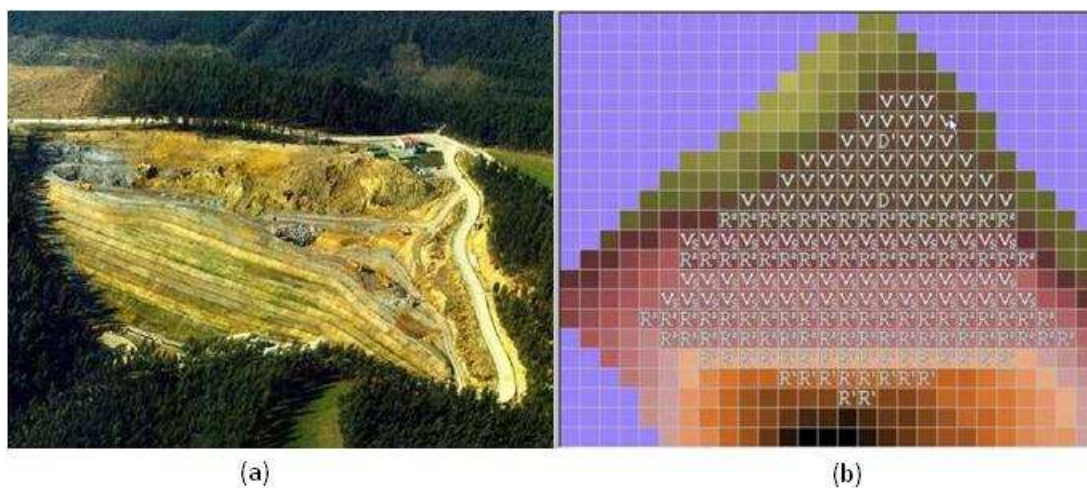


FIGURA 5.2. – (a) IMAGEM DO ATERRO SANITÁRIO DE MERUELO I; (b) DEFINIÇÃO DE CÉLULAS PARA APLICAÇÃO DO MODUELO 2 AO ATERRO SANITÁRIO DE MERUELO I

FONTE: Lobo (2003a)

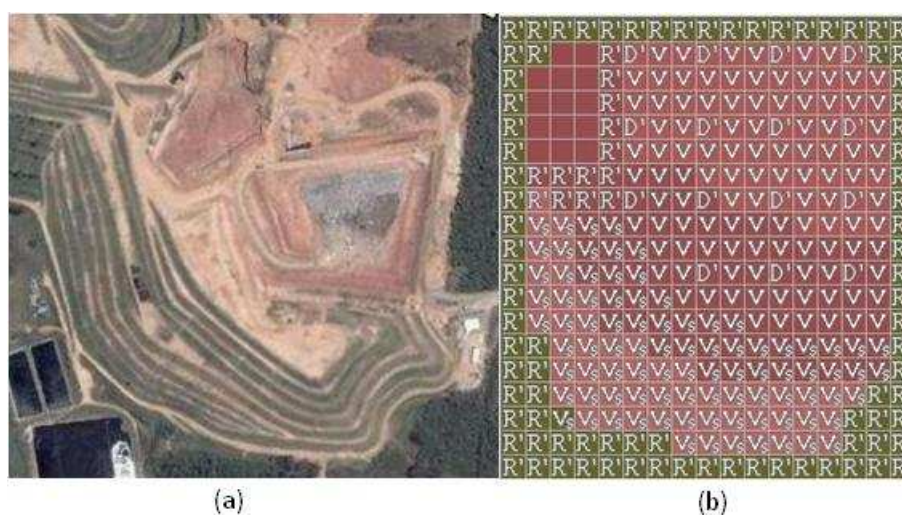


FIGURA 5.3. – (a) IMAGEM DAS FASES II E III DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA; (b) DEFINIÇÃO DE CÉLULAS PARA APLICAÇÃO DO MODUELO 2 ÀS FASES II E III DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

FONTE: Google, 2008 (IMAGEM); a autora (DEFINIÇÃO)

### 5.1.3 Dados Climatológicos

Os dados climáticos inseridos no MODUELO 2 foram a precipitação média horária, a temperatura média diária, a radiação solar média diária incidente e refletida, a velocidade média diária do vento e a umidade relativa do ar média diária, para o período de 20 de novembro de 2002 a 29 de fevereiro de 2008. Com exceção da precipitação horária, todas as outras variáveis foram obtidas integralmente de

registros da estação meteorológica da REPAR - Refinaria Presidente Getúlio Vargas (FUNCATE, 2008).

Em função da deficiência dos dados em relação a vários meses sem registro de precipitação, foi necessário utilizar um método de preenchimento de falhas, que consistiu na aplicação de uma regressão linear simples entre as chuvas mensais observadas na estação REPAR e na estação denominada Ponte da Caximba, operada pela SUDERHSA - Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (2008). Após esta intervenção, foram obtidas equações de regressão entre as duas estações para cinco situações diferentes, para chuvas mensais durante o ano todo (Figura 5.4), além de cada uma das estações do ano (Figura 5.5 a, b, c e d)(MIRIAM MINE, contato pessoal, 2008).

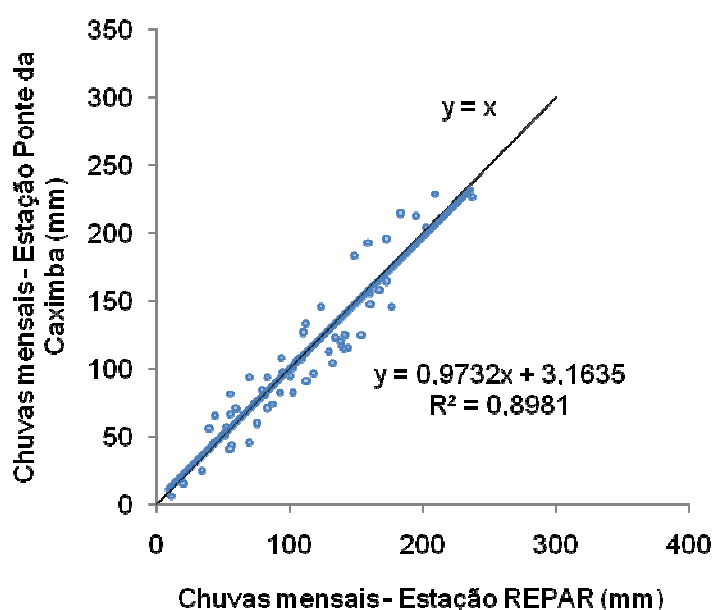


FIGURA 5.4 - REGRESSÃO LINEAR PARA CHUVAS MENSAIS DAS ESTAÇÕES REPAR E PONTE DA CAXIMBA, DE JANEIRO A DEZEMBRO

Comparando as Figuras 5.4 e 5.5, observa-se que através do ajuste alcançado para a regressão das chuvas mensais para período de janeiro a dezembro foi obtida uma equação de regressão bastante próxima à ideal, a reta de 45°, com um valor para o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) igual a 0,8981. Portanto, a Equação (5.1) foi adotada para o preenchimento das chuvas mensais da Estação REPAR que apresentaram falhas.

$$y = 0,9732x + 3,1635 \quad (5.1)$$



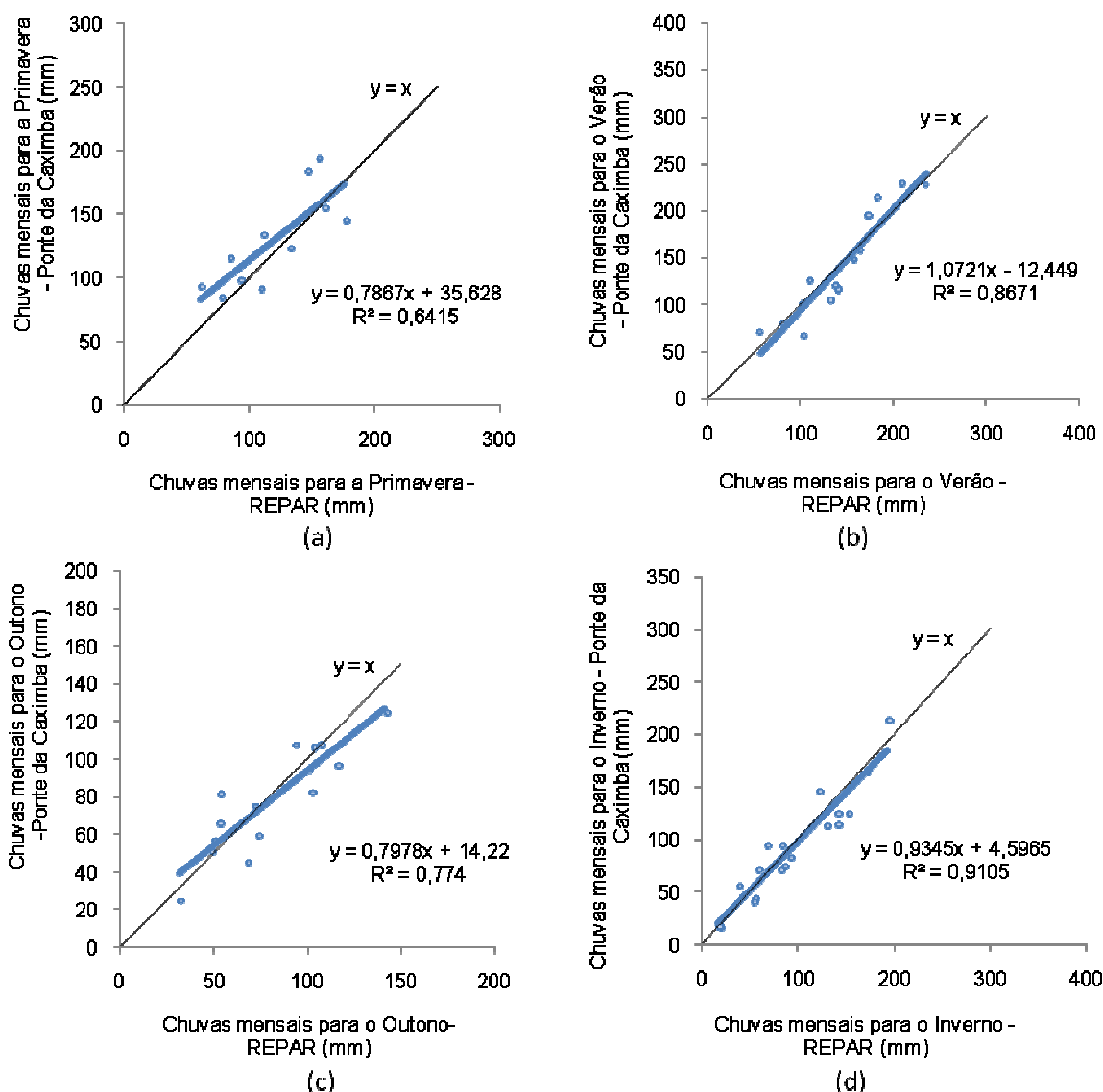


FIGURA 5.5 – REGRESSÃO LINEAR PARA CHUVAS MENSAIS DAS ESTAÇÕES REPAR E PONTE DA CAXIMBA, PARA: (a) PRIMAVERA; (b) VERÃO; (c) OUTONO; (d) INVERNO

Para a aplicação do Modulo 2 às características ambientais do aterro sanitário de Curitiba, na Tabela 5.3 são apresentadas as chuvas mensais consideradas. Os dados em azul representam os meses em que a regressão linear foi aplicada.

Após a obtenção das chuvas mensais para o modelo, foi realizada a desagregação em dados horários, de maneira proporcional à distribuição da chuva mensal da estação Ponte da Caximba, referente ao mesmo período. Esta série de chuvas horárias foi inserida na base de dados para o MODULO 2.

TABELA 5.3 – CHUVAS MENSAIS PARA A APLICAÇÃO DO MODELO AO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA, EM MILÍMETROS

MÊS	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Janeiro		138,4	158,4	207,2	<b>109,8</b>	165,0	135,4
Fevereiro		130,2	<b>82,7</b>	56,4	<b>121,9</b>	200,4	99,8
Março		107,8	<b>149,3</b>	79,2	<b>192,8</b>	<b>48,1</b>	
Abril		73,2	115,6	93,2	<b>9,9</b>	52,6	
Maio		31,4	141,4	71,4	<b>16,7</b>	<b>155,6</b>	
Junho		101,8	48,6	50,0	<b>30,5</b>	8,4	
Julho		140,4	81,2	82,6	<b>54,1</b>	85,0	
Agosto		17,2	17,8	140,4	52,4	16,2	
Setembro		128,8	37,0	192,8	121,0	<b>62,3</b>	
Outubro		<b>51,6</b>	176,0	156,4	<b>66,0</b>	<b>119,7</b>	
Novembro	110,0	<b>103,4</b>	<b>82,3</b>	<b>69,5</b>	<b>163,0</b>	<b>114,9</b>	
Dezembro	159,6	<b>155,6</b>	<b>92,9</b>	<b>56,4</b>	92,0	<b>175,8</b>	

Para avaliar a relação do comportamento da vazão de lixiviado com a chuva incidente, também foi realizada uma análise comparativa com os dados de medição da vazão de lixiviado, fornecidos pelo Departamento de Limpeza Pública, disponíveis do período de agosto de 2005 a fevereiro de 2008 (SMMA, 2008b). As vazões são medidas diariamente pela régua de uma calha de Parshall localizada na entrada do sistema de tratamento de lixiviado. O objetivo desta análise preliminar foi uma tentativa de identificar a resposta da geração de lixiviado em função da precipitação. Para isto as chuvas horárias foram acumuladas para chuvas diárias, e então foi produzido o hietograma de chuvas (porção superior da figura) e o hidrograma de volumes diários de lixiviado gerado (porção inferior), apresentado na Figura 5.6. As precipitações em azul representam os meses em que os dados de chuva foram preenchidos por meio da regressão linear.

Observa-se que em certos períodos, como nos meses de agosto, setembro e outubro de 2005, foram registradas vazões bastante altas. Neste período as alturas de precipitação foram igualmente expressivas, haja vista o total acumulado em cada mês (Tabela 5.3), cerca de 140 mm, 193 mm e 156 mm para agosto, setembro, e outubro, respectivamente. Portanto, o registro de grandes vazões está de acordo com as chuvas registradas neste período. Grande parte do mês de outubro de 2005 não possui registros de vazão de lixiviado, pois neste período estava sendo

realizada a limpeza das lagoas de tratamento, e o efluente foi desviado, não passando pela calha de Parshall.

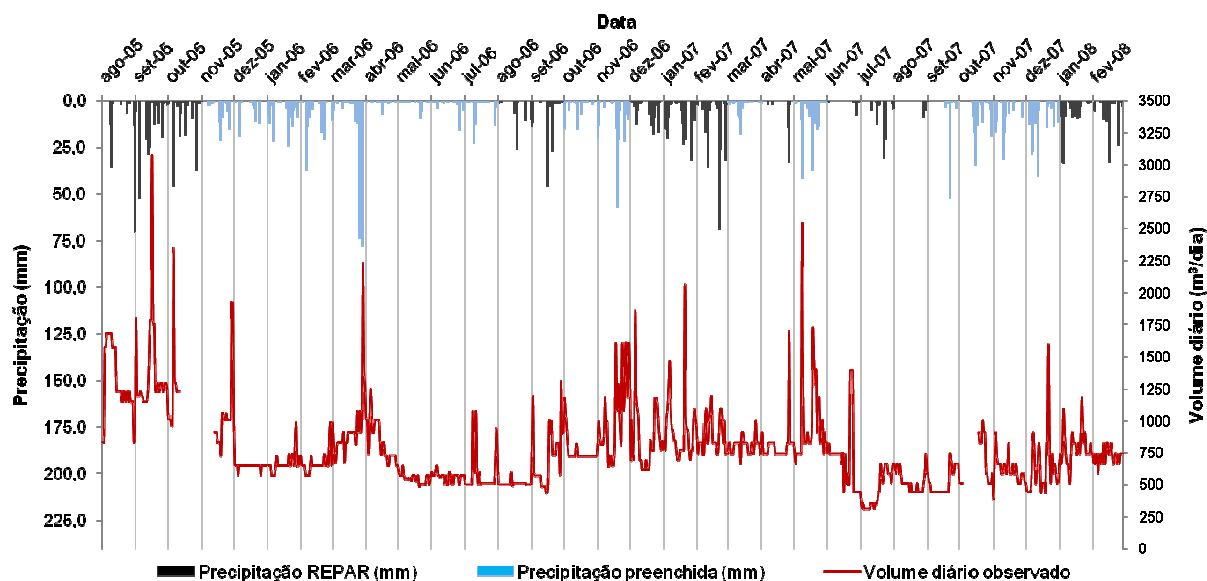


FIGURA 5.6 – PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA VERSUS VOLUME DIÁRIO DE LIXIVIADO

Quanto aos aumentos instantâneos de vazão, sem a antecedência de uma aparente precipitação, como é o caso do dia 23 de junho de 2007, uma das hipóteses é que pode ter ocorrido um evento isolado de chuva sobre o aterro, sem que as estações da REPAR ou da Ponte da Caximba tenham registrado. Também deve ser ponderado que podem ter ocorrido erros na leitura e no registro diário das vazões de lixiviado observadas, como leitura incorreta da régua da calha de Parshall ou erros de transcrição dos dados a partir das anotações originais.

A resposta quase imediata do aumento da vazão à precipitação em alguns casos pode ter sido resultado de fatores como área de frente de descarga demasiadamente grande, o que propicia a infiltração das águas precipitadas. Também pode ter ocorrido a demora na execução da cobertura intermediária das células, em virtude da dificuldade de movimentação de solo com alto teor de umidade. De acordo com o relatório de dados meteorológicos da estação REPAR (FUNCATE, 2008), o pico de vazão observado em 05 de outubro de 2005 foi resultado de uma chuva que ocorreu no mesmo dia. Assim, a resposta imediata referente ao aumento da geração de lixiviado pode ter ocorrido devido à presença de drenos abertos, por ocasião das obras de implantação da Etapa 2.1, da Fase III, que, de acordo com registros do Departamento de Limpeza Pública, começou a ser operada em 17 de novembro de 2005 (SMMA, 2008a). No mês de maio de 2007

também estavam sendo implantadas obras de ampliação, desta vez da Etapa 3, da Fase III. Isto pode explicar a resposta em relação ao aumento da geração de lixiviado devido às chuvas ocorridas nos dias 08 e 18 de maio.

Na Figura 5.6 também podem ser observados alguns picos de vazão de lixiviado, como no final de março de 2006 e no início de maio de 2007. Durante o mês de novembro de 2006 também foram registradas grandes vazões de lixiviado, por vários dias consecutivos. Para possibilitar uma discussão sobre o tipo de evento pluviométrico que pode estar relacionado aos incrementos na geração de lixiviado e, também, para comparar os picos de vazão observados com o tipo de chuva registrada nos dias antecedentes, de acordo com sua duração e intensidade, foi realizada uma análise das informações obtidas, cujo resumo é apresentado na Tabela 5.4,. A série de precipitações utilizada para esta análise foi o registro original de precipitações de dez em dez minutos, proveniente da estação da REPAR. Chuvas que tiveram grandes durações e intensidades médias observadas foram consideradas como frontais, que são aquelas provenientes da interação de massas de ar quentes e frias e atingem grandes áreas. Chuvas com pequenas durações e grandes intensidades foram classificadas como convectivas, que geralmente ocorrem durante o verão em regiões temperadas e são restritas a pequenas áreas.

De maneira geral, a maioria os picos de maior vazão foram causados por chuvas caracteristicamente frontais, com duração acima de 8 horas e intensidades máximas observadas que variaram de aproximadamente 1mm até 11mm, em dez minutos. Esta observação está de acordo com a avaliação feita por Moreira (2005), de que grandes intensidades de chuva provocam grandes escoamentos superficiais, mesmo em solos não saturados, pois o volume de água que atinge a superfície do solo é superior à sua taxa de infiltração.

TABELA 5.4 – CARACTERIZAÇÃO DOS EVENTOS DE PRECIPITAÇÃO QUE RESULTARAM EM PICOS DE VAZÃO DE LIXIVIADO

DATA	VAZÃO (m <sup>3</sup> /h)	DATA DA CHUVA	CARACTERIZAÇÃO	DURAÇÃO APROXIMADA	INTENSIDADE MÁX. OBSERVADA
1/9/2005	75	31/8/2005	Chuva frontal	18 horas	6,6 mm / 10 min
16/9/2005	128	13 e 14/09/2005	Chuva frontal	23 horas	2,2 mm / 10 min
5/10/2005	98	5/10/2005	Chuva frontal	10 horas	9,8 mm / 10 min
29/11/2005	80	24 e 25/11/2005	Chuva frontal	10 horas	1,8 mm / 10 min
29/3/2006	93	28/3/2006	Chuva convectiva	5 horas	19,2 mm / 10 min
17/11/2006	67	17/11/2006	Chuva convectiva	1 hora	8,0 mm / 10 min
19/11/2006	53	18 e 19/11/2006	Chuva frontal	12 horas	10,6 mm / 10 min
6/1/2007	61	04 e 05/01/2007	Chuva convectiva	1 hora	9,8 mm / 10 min
20/1/2007	86	19/1/2007	Chuva frontal	12 horas	6,4 mm / 10 min
26/4/2007	72	25 e 26/04/2007	Chuva frontal	15 horas	6,8 mm / 10 min
8/5/2007	106	8/5/2007	Chuva frontal	22 horas	3,8 mm / 10 min
18/5/2007	71	18/5/2007	Chuva frontal	23 horas	3,4 mm / 10 min
22/12/2007	67	19/12/2007	Chuva frontal	8 horas	0,8 mm / 10 min

## 5.2 DETERMINAÇÃO DAS PROPRIEDADES HIDRÁULICAS DA CAMADA DE COBERTURA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

Para a determinação das propriedades hidráulicas da camada de solo de cobertura, foram analisados os resultados de ensaios de retenção de umidade pelo processo de secagem, condutividade hidráulica saturada, granulometria e sedimentação. As amostras para a determinação da retenção de umidade e de condutividade hidráulica saturada foram retiradas de oito pontos de amostragem na cobertura do Aterro Sanitário de Curitiba, com a coleta de cinco amostras de cada ponto, definidos em função das etapas de operação e da evolução do aterro, conforme apresentado no Capítulo 4 (Figura 4.5).

De acordo com o projeto (RESOL, 2003), o solo utilizado como cobertura intermediária das células do aterro, era proveniente do próprio local, quando da escavação para regularização do terreno de fundo da Fase III, e estocado em área de empréstimo de material, tendo sido classificado como solo areno-siltoso. A camada de cobertura das células encerradas, executada ao atingir a cota final de projeto, também foi realizada com solo compactado proveniente do local. Neste mesmo projeto há a indicação de que esta cobertura seja realizada com solo de característica argilo-arenosa.

Durante a coleta das amostras pode ser observada compactação não uniforme na camada de cobertura dos resíduos, bem como irregularidades, torrões e pequenas fissuras, principalmente nas camadas de cobertura intermediárias de solo, como apresentado na Figura 5.7. Este fato pode propiciar uma grande infiltração de água no solo, principalmente através de caminhos preferenciais que se formam devido a tais irregularidades. Todavia, deve-se considerar que o controle da execução e compactação da cobertura intermediária dos resíduos, a princípio, não necessita de tanto rigor quanto o da cobertura final, visto que o seu caráter é temporário. Porém, devido às grandes dimensões do Aterro Sanitário de Curitiba, a área que a camada de cobertura intermediária abrange e o período em que fica exposta às intempéries são bastante expressivos, possibilitando a ocorrência dos efeitos citados.



FIGURA 5.7 – CAMADA DE COBERTURA DE SOLO COM IRREGULARIDADES OBSERVADAS DURANTE A COLETA DE AMOSTRAS

A curva de retenção de umidade pelo solo determinada pelo processo de secagem produzida é apresentada na Figura 5.8. Para a produção dos dados foram utilizados todos os valores obtidos com as quarenta amostras indeformadas coletadas, sendo cinco de cada um dos oito pontos, identificados na figura como os pontos em vermelho. Os parâmetros da Equação de Van Genuchten (1980, Equação 4.3), utilizada para a determinação da curva são apresentados na Tabela 5.5. O ajuste da curva aos dados observados foi realizado com um coeficiente de

determinação  $R^2=0,6480$ . Na Figura 5.8a pode ser observado que para uma sucção mátrica abaixo de cerca de 1 cm o solo está saturado, apresentando um teor de umidade próximo a  $\theta_s$  (0,5746). Com o aumento da sucção, pode ser observada dessaturação ao longo da curva, com intensidade diminuída à medida que se aproxima da zona residual, correspondente à região acima de uma de sucção mátrica de 1500 kPa, ou 15311 cm de altura de sucção, onde o teor de umidade está próximo a  $\theta_r$  (0,3541). Nesta região a água está presente nos poros do solo de maneira descontínua, e qualquer acréscimo na sucção acima deste valor pouco afeta os valores da umidade.

Entretanto, o processo de infiltração de água no solo não ocorre por meio da secagem, mas sim por umedecimento, que gera curvas de retenção distintas, pois geralmente ocorre a formação de ar ocluso nos poros. O solo em processo de secagem apresenta valores de sucção maiores para um determinado valor de teor de umidade, do que durante o processo de umedecimento. O comportamento da retenção de umidade pelo solo em campo, portanto, deve permanecer entre as curvas de secagem e umedecimento.

Na Figura 5.8b observa-se a função de condutividade hidráulica não saturada obtida com a equação de Mualem (1976), (Equações 4.4 e 4.5), adaptada ao modelo de Van Genuchten (1980), que demonstra a redução da condutividade em condições não saturadas, em função da descontinuidade da fase líquida, pois existem poros ocupados pelo ar.

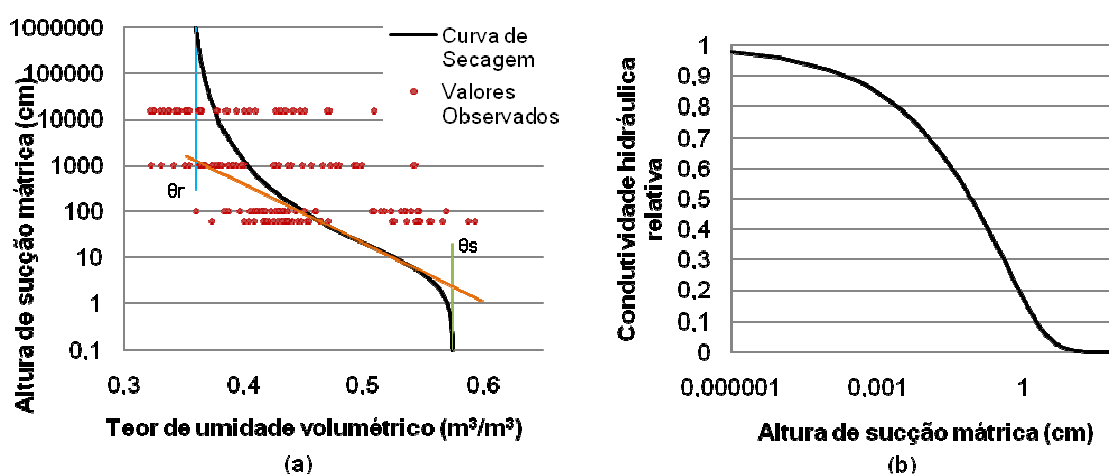


FIGURA 5.8 – a) CURVA DE SECAGEM; b) FUNÇÃO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NÃO SATURADA DO SOLO DE COBERTURA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

TABELA 5.5 – PARÂMETROS DO MODELO DE VAN GENUCHTEN

PARÂMETRO	VALOR
$\theta_s$ - Teor de umidade na saturação	0,5746
$\theta_r$ - Teor de umidade residual	0,3541
$\alpha$	0,1723
$n$	1,2920
$m$	0,2260
$R^2$ - Coeficiente de Determinação	0,6480

Em função das características do MODUELO 2, a variação da condutividade hidráulica em condições não saturadas não é considerada diretamente no processo de infiltração de água pela camada de cobertura. Esta estimativa pode ser avaliada como conservadora, pois ao se considerar a influência da capilaridade sobre este parâmetro, a estimativa da quantidade de água infiltrada tende a diminuir. A condutividade hidráulica do solo é considerada constante pelo modelo, e neste estudo foram adotados inicialmente os valores médios da condutividade saturada obtida nos ensaios de laboratório, conforme Tabela 5.6.

Como resultado dos testes realizados, foi obtido o limite de detecção mínima do ensaio de condutividade hidráulica saturada realizado foi de  $1,8 \times 10^{-5}$  cm/s, ou 0,5mL de água percolada em 10 minutos. Também deve ser observado que os ensaios realizados sob condições de laboratório, com cargas hidráulicas baixas e constantes, não representaram de maneira satisfatória as condições que ocorrem em campo, como a incidência de chuvas torrenciais e de longa duração, que resultam em cargas hidráulicas bem acima daquelas aplicadas em laboratório.

Os resultados médios para as propriedades densidade ( $\rho$ ), teor de umidade inicial ( $\theta_0$ ), teor de umidade de saturação ( $\theta_{sat}$ ), capacidade de campo ( $CC$ ), ponto de murchamento permanente ( $PMP$ ), água disponível ( $CC-PMP$ ), porosidade total, macroporosidade e condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) também são apresentados na Tabela 5.6. Os valores obtidos para a macroporosidade correspondem ao volume dos poros que possuem diâmetro maior ou igual a 0,05mm. Entretanto, deve ser considerado que as amostras de solo retiradas com o auxílio dos anéis metálicos são muito pequenas para representar de maneira satisfatória os macroporos presentes em campo.



TABELA 5.6 – PROPRIEDADES HIDRÁULICAS DO SOLO DE COBERTURA

PONTO	$\rho$ kg/dm <sup>3</sup>	$\theta_0$ cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	$\theta_{sat}$ cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	CC cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	PMP cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	CC - PMP cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	Porosidade total cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	Macro- porosidade cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	$K_{sat}$ cm/s
1	1,504	0,439	0,546	0,445	0,374	0,071	0,546	0,092	$< 1,8 \times 10^{-5}$
2	1,375	0,383	0,552	0,418	0,339	0,079	0,552	0,118	$< 1,8 \times 10^{-5}$
3	1,230	0,507	0,662	0,530	0,445	0,085	0,662	0,109	$< 3,2 \times 10^{-5}$
4	1,316	0,473	0,699	0,531	0,437	0,094	0,699	0,146	$< 2,9 \times 10^{-5}$
5	1,412	0,388	0,542	0,425	0,362	0,063	0,542	0,108	$< 4,3 \times 10^{-5}$
6	1,455	0,401	0,514	0,408	0,358	0,050	0,514	0,099	$< 1,8 \times 10^{-5}$
7	1,398	0,412	0,524	0,402	0,337	0,065	0,524	0,107	$< 7,3 \times 10^{-5}$
8	1,325	0,403	0,559	0,433	0,357	0,076	0,559	0,108	$< 7,4 \times 10^{-5}$
<b>Média</b>	<b>1,377</b>	<b>0,426</b>	<b>0,575</b>	<b>0,449</b>	<b>0,376</b>	<b>0,073</b>	<b>0,575</b>	<b>0,111</b>	<b><math>&lt; 3,8 \times 10^{-5}</math></b>

A determinação das curvas granulométricas do solo foi realizada com amostras deformadas coletadas com o auxílio de trado manual. Foram feitos 8 furos de sondagem (F1 a F8, como indicado na Figura 4.5), sendo uma amostra de cada. Os ensaios de sedimentação foram realizados com defloculante, uma solução de hexametáfosfato de sódio, e sem defloculante, apenas utilizando água destilada como meio dispersor, para melhor expressar as condições do solo em campo.

As Figuras 5.9 e 5.10 apresentam as curvas granulométricas obtidas e a Tabela 5.7, os valores de porcentagem de cada uma das frações do solo. A diferença observada entre as curvas obtidas pelos ensaios com e sem defloculante deve-se ao fato de as partículas de solo agrupadas sedimentarem mais rapidamente. A curva produzida pelos ensaios sem defloculante expressa então o diâmetro das agregações de solo, e não das partículas. Na Figura 5.10, quase não se observa a presença da fração argila, sendo nítida a maior porcentagem de silte, o que confirma a existência de grumos de partículas de solo agregadas, ou torrões. Isto comprova a incidência de uma alta macroporosidade, o que pode aumentar a infiltração de água na cobertura dos resíduos.

Pode-se observar nas Figuras 5.9 e 5.10 que o material de cobertura dos resíduos é heterogêneo. A amostra proveniente do furo F2 destaca-se das demais por possuir granulometria bastante grosseira, pois foi coletada da área de acesso dos veículos coletores de resíduos. A região de acesso à frente de trabalho é

reforçada com material do tipo saibro para conferir resistência mecânica ao solo, e foi incluída na amostragem devido à significativa área de abrangência.

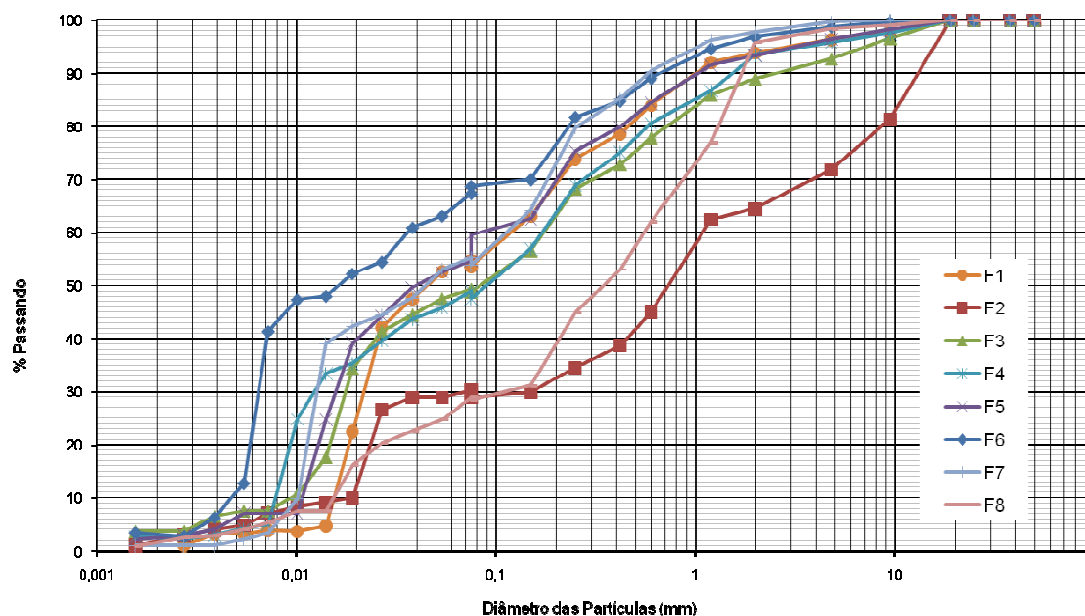


FIGURA 5.9 – CURVAS GRANULOMÉTRICAS DO SOLO DE COBERTURA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA - ENSAIOS DE SEDIMENTAÇÃO REALIZADOS SEM DEFLOCULANTE

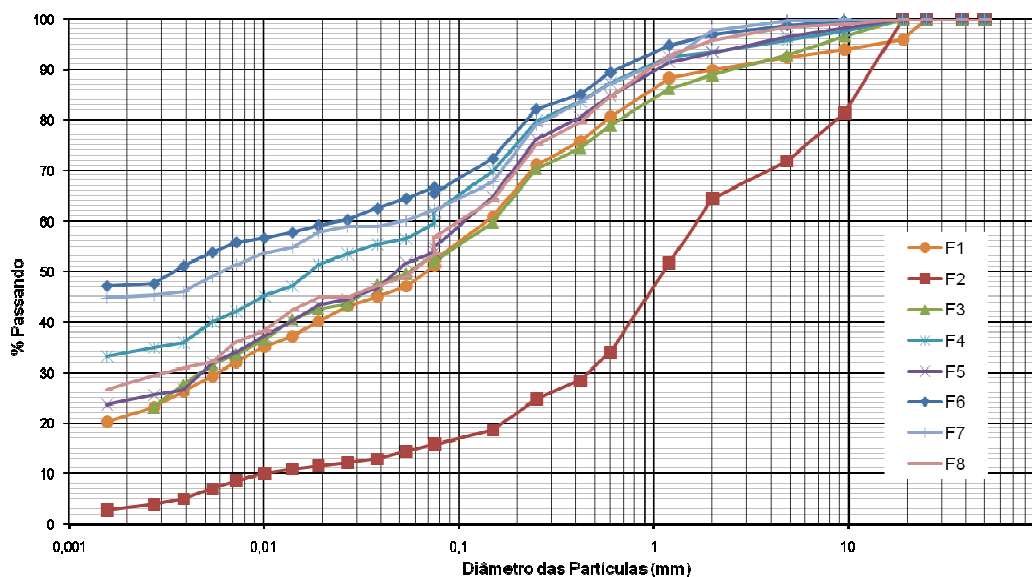


FIGURA 5.10 – CURVAS GRANULOMÉTRICAS DO SOLO DE COBERTURA DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA - ENSAIOS DE SEDIMENTAÇÃO REALIZADOS COM DEFLOCULANTE

Como pode ser observado na Tabela 5.7, em todas as amostras, com exceção de F6 e F7, a fração predominante foi a areia. As amostras F1 a F3 e F5 foram classificadas como areia siltosa; F4 e F8, como areia argilosa e F6 e F7, argila

arenosa. Apesar da maioria das amostras terem sido classificadas como areia, todas elas, com exceção da F2, apresentaram ao menos 20% de argila em sua composição, o que é suficiente para proporcionar propriedades coesivas ao solo.

Nota-se também que nenhum dos solos são considerados uniformes ou bem graduados, de acordo com a classificação de Allen Hazen (TSUTSUMI, 2003), pois o valor grau de uniformidade ( $G_u$ ) de todos está acima de 15 e o grau de curvatura ( $G_c$ ) não está compreendido entre os valores de 1 a 3.

TABELA 5.7 – RESULTADOS DAS ANÁLISES DE GRANULOMÉTRICAS DO SOLO DE COBERTURA

FURO	% ARGILA	% SILTE	% AREIA	% PEDREGULHO	% PEDRA	$G_u$	$G_c$
	$\phi < 0,002\text{mm}$	$0,002\text{mm} < \phi < 0,06\text{mm}$	$0,06\text{mm} < \phi < 2\text{mm}$	$2\text{mm} < \phi < 4,8\text{mm}$	$\phi > 4,8\text{mm}$		
F1	21,2	28,1	44,8	2,4	3,4	100,0	0,11
F2	3,4	10,9	50,1	7,3	28,2	113,1	15,90
F3	21,3	26,9	38,2	3,3	10,3	98,9	0,11
F4	34,0	23,9	38,0	2,4	1,7	50,8	0,02
F5	24,1	27,8	41,9	2,9	3,3	66,7	0,17
F6	49,1	13,3	34,5	1,8	1,2	18,2	0,05
F7	44,9	15,2	37,7	1,9	0,4	37,9	0,03
F8	29,0	18,5	49,3	2,5	0,7	66,7	0,09

Nas sondagens em que o trado manual alcançou a camada de resíduos compactados, foi determinada a espessura da camada de cobertura de solo. Durante as perfurações de sondagem F1, F2 e F3, executadas em locais de cobertura intermediária, não foi possível determinar a espessura de solo, devido à resistência do material. No furo F4, também em cobertura intermediária, a espessura medida foi de 50 cm. Nas sondagens F5 a F8, todas em camadas de cobertura final, a espessura medida foi de 75 cm, 80 cm, 100 cm e 100 cm, respectivamente. Estes furos foram realizados sobre bermas do aterro, que não possuem camada de vegetação. Nas Fases II e III do aterro de Curitiba apenas os taludes inclinados possuem camada de terra vegetal e gramíneas sobre o solo de cobertura final. A definição da espessura da camada do solo de cobertura na aplicação do MODUELO 2 foi de 50cm para células de resíduos (*vertedero*), e de 89 cm para as células tipo encerradas (*vertedero sellado*), valores que correspondem às médias dos valores observados em campo.

### 5.3 SIMULAÇÃO DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO

A simulação da geração de lixiviado foi realizada em duas etapas. Primeiramente foi realizada a calibração, para o período de primeiro de agosto de 2005 a 28 de fevereiro de 2008, coincidente com a série de vazões diárias de lixiviado disponível. O objetivo desta calibração foi realizar a avaliação dos parâmetros hidráulicos por meio da resposta do modelo a uma precipitação conhecida, de modo a produzir uma série de lixiviado que fosse o mais próxima possível dos valores medidos em campo.

As séries de lixiviado produzidas pelas simulações são apresentadas na Figura 5.11 e nas figuras do Anexo 1, nas quais a precipitação diária é representada no eixo superior e os volumes diários de lixiviado medidos em campo, em vermelho, no eixo inferior, juntamente com as demais séries simuladas. Na Tabela 5.8 são apresentados os parâmetros de calibração das principais simulações realizadas e seus resultados, referentes a todo o período de simulação, que corresponde à data de início da operação da Fase II, 20 de novembro de 2002, a 28 de fevereiro de 2008, período em que os dados climatológicos de produção de resíduos são disponíveis.

Os parâmetros iniciais adotados para a primeira simulação, Sim1\_8, são aqueles apresentados nas Tabelas 4.2 e 4.3. As taxas de infiltração iniciais do solo de cobertura, adotadas para o modelo de Horton, foram definidas de acordo com os valores indicados por HUBER e DICKINSON (1988 citado por LOBO, 2003a) e considerados a partir da Tabela 2.8, de acordo com o tipo de solo e estado de umidade. A taxa de infiltração inicial do solo ( $f_0$ ) adotada na primeira simulação foi de 42,3 mm/h, correspondente a um solo argiloso com teor de umidade próximo à capacidade de campo. A taxa de infiltração final ( $f_c$ ), em todas as simulações, foi adotada como sendo igual à condutividade hidráulica do solo de cobertura,  $K_c$ , conforme recomendado por Hsu, Ni e Hung (2002). Portanto, para Sim1\_8 a  $f_c$  adotada foi de 1,08 mm/h, tanto para a cobertura intermediária quanto para a final, valor correspondente à condutividade saturada ( $K_{sat}$ ) de  $3 \times 10^{-5}$  cm/s, média obtida nos ensaios de laboratório, como mostrado na Tabela 5.6. Os resultados da Sim1\_8 foram muito aquém do esperado, sendo que durante a maior parte do período não houve sequer geração de lixiviado.

Na sequência, foram realizadas outras simulações, com mudanças paramétricas das propriedades hidráulicas dos resíduos e do solo de cobertura, como as condutividades hidráulicas horizontal e vertical dos resíduos ( $K_{hres}$  e  $K_{vres}$ ) e da camada de solo de cobertura ( $K_c$ ). A calibração foi realizada com base na similaridade da resposta da produção de lixiviado em relação à série de valores observados, tendo sido observados principalmente os picos de vazão, típicos da curva de valores medidos, e o período de decaimento do fluxo. O volume de lixiviado produzido nos anos de 2006 e 2007, que foi de 264.694,10 m<sup>3</sup> e 251.070.95 m<sup>3</sup>, respectivamente, também foram adotados como referência para a calibração.

Na simulação Sim6\_4 foi mantida a  $K_c$ , tendo sido as taxas de infiltração  $f_0$  e  $f_c$  alteradas para 25,3 e 3,6 mm/h, respectivamente, por se tratarem de valores típicos de solos siltosos, de acordo com Musgrave (1955, citado por LOBO, 2003a) e Huber e Dickinson (1988, citado por LOBO, 2003a). O valor de  $K_{hres}$  foi aumentado para  $5 \times 10^{-1}$  cm/s, e o de  $K_{vres}$ , para  $1 \times 10^{-2}$  cm/s. O incremento no resultado de volume de lixiviado gerado foi de 38,9% em relação à Sim1\_8; entretanto ainda não suficiente para estar de acordo com o volume de lixiviado observado em campo.

A próxima simulação, Sim7\_7, teve apenas o valor de  $K_c$  aumentado para  $1 \times 10^{-4}$  cm/s, na tentativa de que a nova condutividade equivalente adotada no modelo refletisse as condições de qualidade da cobertura em campo, como as irregularidades e pequenas fissuras observadas (EDUARDO DELL'AVANZI, contato pessoal, 2008). Porém, a resposta do modelo a esta mudança foi praticamente inexpressiva, com um aumento de apenas 2,8% no volume de lixiviado produzido, em relação à simulação anterior.

O incremento no volume de lixiviado da simulação Sim11\_3 também não foi significativo, mas a geração de lixiviado durante o período de janeiro a início de abril de 2006, representada pelo formato da curva na Figura 5.11, apresentou uma tendência de boa similaridade com a curva dos valores medidos em campo. As duas curvas apresentaram picos de vazão coincidentes, embora de diferentes magnitudes. As taxas  $f_0$  e  $f_c$  consideradas foram de 50 e 36 mm/h, esta última correspondente ao novo valor de  $K_c$ , que foi de  $1 \times 10^{-3}$  cm/s. A combinação entre os valores de  $K_{hres}$ ,  $K_{vres}$ ,  $K_c$  e as taxas de infiltração adotadas para Sim11\_3 foi a que produziu melhor resposta do modelo para a geração de lixiviado. Portanto, como reflexo da qualidade da execução, falta de uniformidade na compactação do solo, irregularidades, partículas de solo agregadas e fissuras na cobertura, a

condutividade hidráulica equivalente do solo de cobertura do aterro sanitário de Curitiba é de duas ordens de magnitude maior do que a determinada pelos ensaios de  $K_{sat}$  realizados em laboratório.

Apesar disso, os resultados de Sim11\_3 foram positivos apenas para o período de janeiro a abril de 2006. Durante praticamente todo o período restante, a resposta do modelo foi inexpressiva, sendo nula a geração de lixiviado na maior parte do tempo. Estas respostas sugerem que a bacia de contribuição para o balanço de massa de água no aterro é maior do que apenas a área de disposição de resíduos propriamente dita. As águas precipitadas em regiões a montante do aterro alcançariam as células de resíduos que estivessem em uma cota igual ou abaixo do terreno natural por meio do escoamento superficial e infiltrariam na camada de cobertura ou pela frente de trabalho. Entretanto, esta consideração é mais provável durante as fases iniciais de operação de cada uma das etapas do aterro, quando as cotas de trabalho estão próximas ao terreno natural.

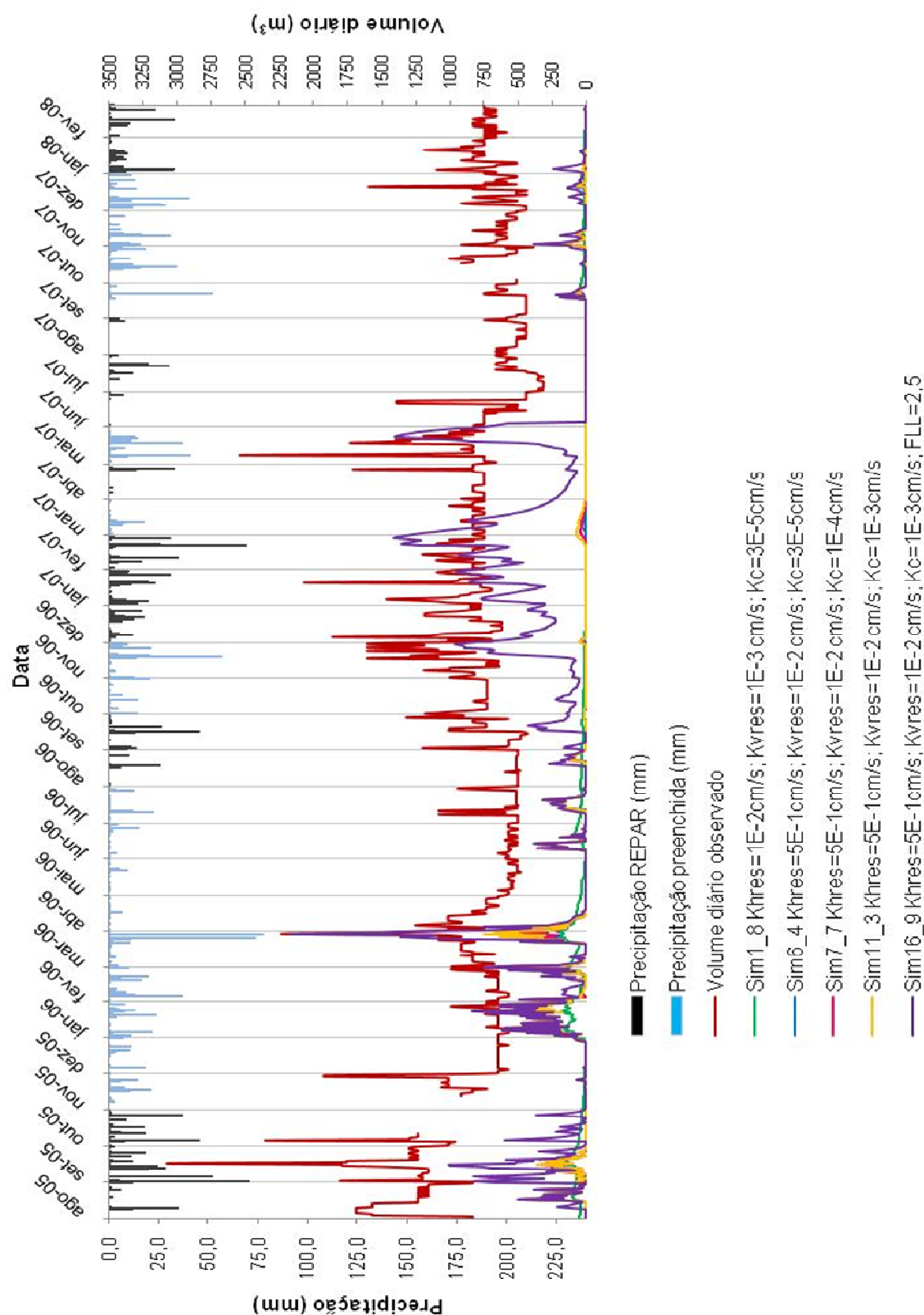
Por concepção, o MODUELO 2 considera que a água que infiltra no aterro é proveniente apenas da precipitação sobre a área exata das células de resíduos, não sendo considerado o terreno que as circunda. A definição morfológica das células unitárias do aterro não permite que haja um fator de incremento diretamente sobre a área de contribuição da bacia. Todavia, na concepção do MODUELO 2, Lobo (2003a) indica outro meio para representar o aporte de águas provenientes do terreno que circunda o aterro, o fator de incremento de precipitação, denominado *FLL*. De acordo com este critério, os valores da série de dados de precipitação horária inserida no modelo devem ser multiplicados por este fator, aumentando assim o volume de chuvas sobre o aterro. Em seu trabalho de 2003, Lobo calibrou o modelo para o aterro espanhol denominado X com um fator *FLL* de 2,5.

Para a aplicação do MODUELO ao aterro de Curitiba, foram realizadas novas simulações, a partir dos parâmetros definidos na Sim11\_3, com a multiplicação de todos os dados horários da série de chuvas pelos fatores de incremento 1,5; 2; 2,5 e 3. A simulação que resultou na série de lixiviado com maior similaridade em relação à produzida com dados de campo foi a Sim16\_9, com um *FLL* de 2,5, como pode ser observado na Figura 5.11. Apesar de os resultados mostrarem um comportamento próximo à série produzida com os dados de campo, com tendências similares de variação de geração de lixiviado, há algumas ressalvas a serem feitas com relação ao *FLL*. Este fator é uma simplificação que aumenta de maneira direta

as chuvas precipitadas sobre todo o aterro, não considerando outras perdas de massa da água proveniente das áreas limítrofes ao aterro, como evaporação e infiltração no solo natural, que contribui com o aquífero subterrâneo. Além disso, apenas a porção contígua à região que cerca o aterro estaria sujeita a esta influência, o que torna excessivo o incremento de chuvas sobre toda a área do aterro.

Na simulação Sim16\_9 também foi utilizado o parâmetro “máxima profundidade de empoçamento”,  $dp$ , com o valor de 50 mm. Este parâmetro reflete as irregularidades nas inclinações das superfícies do aterro, invariavelmente decorrentes dos recalques da massa de lixo, que dificultam a retirada da água precipitada através do escoamento superficial. A série de lixiviado simulada pela Sim 16\_9, desde o início da operação da Fase II é apresentada na Figura 5.12.

De maneira geral, a resposta obtida com a aplicação do MODULEO 2 mostrou uma tendência de variação semelhante à observada em campo, sugerindo que o modelo conceitual pode representar as condições hidrológicas do aterro sanitário, apesar de todas as simplificações e suposições adotadas.



NOTA: Detalhes desta figura são apresentados no Anexo 1

FIGURA 5.11 – SIMULAÇÕES REALIZADAS PARA A CALIBRAÇÃO DO MODELO



TABELA 5.8 – PARÂMETROS DE CALIBRAÇÃO E RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES REALIZADAS PARA O PERÍODO DE 20/11/2002 A 28/02/2008

PARÂMETROS	Sim1_8	Sim6_4	Sim7_7	Sim11_3	Sim16_9	Sim17_3	Sim19_1
Altura máxima de empocamento - dp (mm)	0	0	0	0	50	50	50
Espessura da cobertura intermediária - $h_c$ (m)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1
Espessura da cobertura final - $h_c$ (m)	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	1
Taxa de infiltração inicial - $f_0$ (mm/h)	42,3	25,3	25,3	50	50	42,3	50
Taxa de infiltração final - $f_c$ (mm/h)	1,08	3,6	3,6	36	36	0,004	36
Conductiv. hidr. horizontal dos resíduos - $K_{hres}$ (cm/s)	$1 \times 10^{-2}$	$5 \times 10^{-1}$	$5 \times 10^{-1}$	$5 \times 10^{-1}$	$5 \times 10^{-1}$	$5 \times 10^{-1}$	$5 \times 10^{-1}$
Conductiv. hidr. vertical dos resíduos - $K_{vres}$ (cm/s)	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$
Conductiv. hidr. vertical da cobertura - $K_c$ (cm/s)	$3 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^{-3}$
Fator de incremento de precipitação - FLL	1	1	1	1	2,5	2,5	2,5
RESULTADOS							
Precipitação sobre as células (m <sup>3</sup> )	718.533,50	718.533,50	718.533,50	718.553,50	1.793.001,00	1.793.001,00	1.793.001,00
Infiltração (m <sup>3</sup> )	259.929,70	251.893,20	437.520,70	616.738,80	1.600.465,60	1.059.39,20	1.600.220,20
Escoamento superficial (m <sup>3</sup> )	166.962,50	449.082,90	429.638,10	419.041,30	645.309,78	1.207.263,70	645.399,90
Armazenamento superficial (m <sup>3</sup> )	1673.036,00	1.605.687,70	1.092.920,80	721.490,50	1.039.255,40	4.600.152,20	1.039.630,70
Evaporação e evapotranspiração da precipitação (m <sup>3</sup> )	483.742,20	471.664,40	309.180,10	141.478,30	232.533,40	946.507,80	232.583,00
Evaporação e evapotranspiração da umidade do solo e dos resíduos (m <sup>3</sup> )	760.235,30	711.510,60	881.941,77	1.052.605,10	1.188.891,80	410.186,80	1.188.828,00
Armazenamento de umidade no interior do aterro (m <sup>3</sup> )	232.302,20	493.770,30	497.094,30	498.196,20	721.279,00	508.938,10	721.187,30
Lixiviado gerado (m <sup>3</sup> )	77.395,74	107.471,50	110.467,70	114.089,80	332.154,00	140.740,60	332.964,60

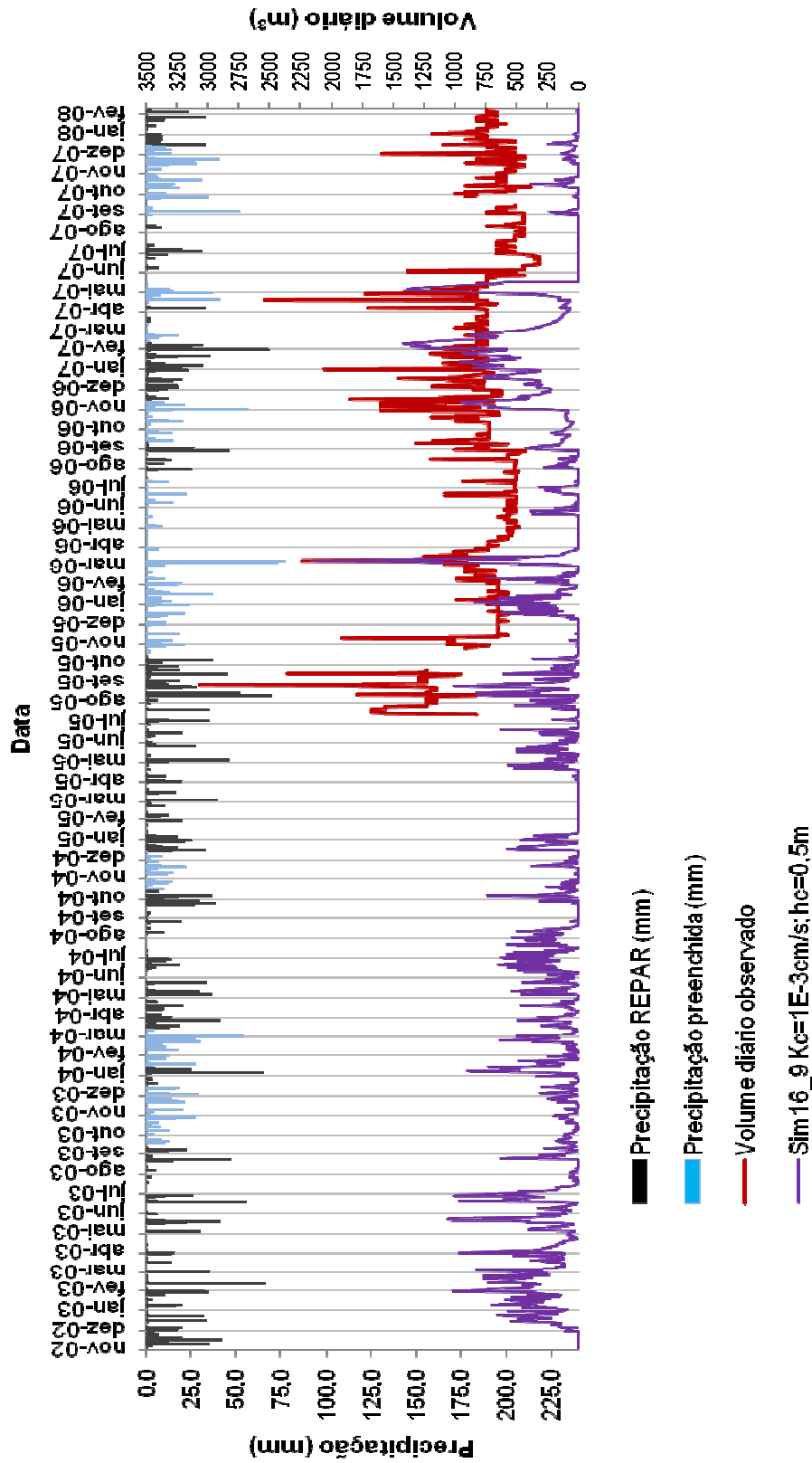


FIGURA 5.12 – VOLUME DE LIXIVIADO DIÁRIO CALIBRADO DESDE O INÍCIO DA OPERAÇÃO DA FASE II

A segunda etapa da simulação da geração de lixiviado envolveu a avaliação das respostas do modelo às variações na condutividade hidráulica e espessura da camada de cobertura dos resíduos. A norma brasileira NBR 13896 (ABNT, 1997), não estabelece critérios para a execução da cobertura intermediária dos resíduos. Para a cobertura final, institui que a condutividade hidráulica deve ser inferior à do solo natural da área, que, por sua vez, deve ser preferencialmente inferior a  $1 \times 10^{-6}$  cm/s. Com a finalidade de avaliar o efeito da utilização de um solo de acordo com a especificação da norma da ABNT, a simulação Sim17\_3 foi executada com uma  $K_c$  de  $1 \times 10^{-7}$  cm/s, com a diferença de o critério ser o mesmo também para a cobertura intermediária. As taxas  $f_0$  e  $f_c$  foram adequadas à  $K_c$  característica de solos argilosos, sendo 42,3 e 0,004 mm/h, respectivamente. A resposta foi bastante expressiva, como pode ser observado na série em verde da Figura 5.13 e no Anexo 1, tendo ocorrido uma diminuição de 57,6% no volume de lixiviado produzido desde novembro de 2002. Os resultados desta simulação mostram a importância da qualidade do material utilizado na cobertura do aterro, bem como do controle de qualidade da execução desta cobertura, para minimizar o efeito indesejado de macroporos e fissuras. Além disso, esta simulação também mostra que o investimento na execução de uma cobertura eficaz pode significar economia no tratamento do lixiviado gerado.

A simulação Sim19\_1 foi executada com a finalidade de avaliar o efeito do aumento da espessura da camada de cobertura, mantendo-se as mesmas propriedades hidráulicas da série calibrada (Sim16\_9). A espessura da cobertura foi aumentada para 1m de solo, tanto para as células de resíduos quanto para as encerradas. Os resultados mostraram que este aumento na espessura da camada não diminuiu a quantidade de lixiviado gerada; o volume ainda foi 0,2% maior do que aquele produzido na simulação com coberturas intermediárias de 50cm e final de 89cm. Este aumento pode ser considerado nulo devido à variabilidade e heterogeneidade de todo o sistema.

Outras simulações de coberturas de solo com espessuras de 2 e 3m também foram executadas, sendo que em nenhuma delas a resposta do modelo foi favorável à redução da quantidade de lixiviado gerado. Portanto, a aplicação do MODUELO 2 ao aterro sanitário de Curitiba mostrou que o simples aumento da espessura do solo de cobertura dos resíduos, com qualidade igual à utilizada atualmente, não

apresenta vantagem alguma. Ao contrário, apenas implica em ocupar com solo o volume que estaria disponível para a disposição de resíduos, diminuindo a vida útil do aterro e aumentando os custos de operação com material e equipamentos.

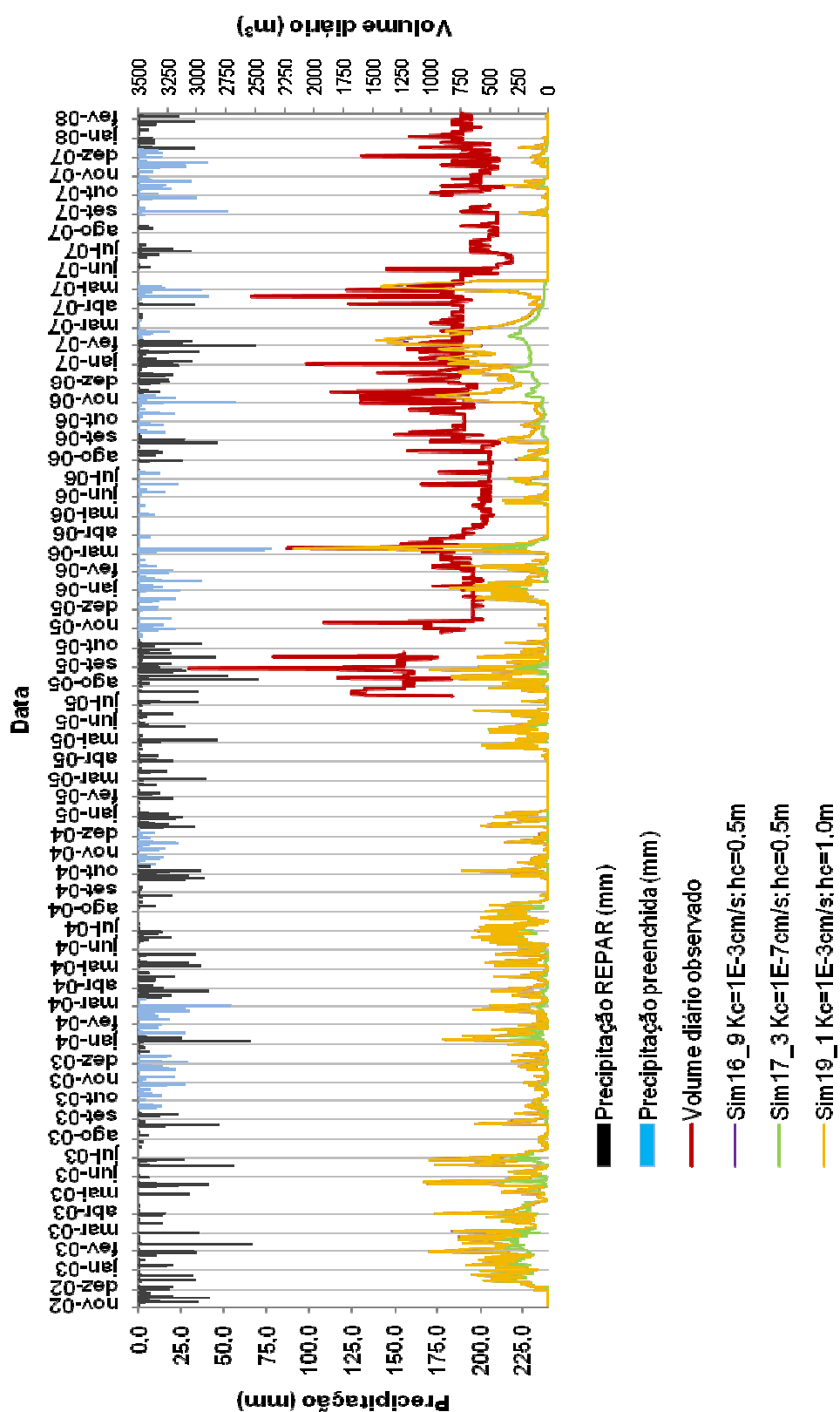
#### 5.3.1 Qualidade dos Dados *versus* Qualidade do Modelo

A qualidade dos dados inseridos no modelo é fundamental para que seja possível representar a realidade do ambiente físico. Neste trabalho, foram encontradas algumas dificuldades quanto à qualidade dos dados, seja pela simples falta de informações ou pela não consistência das informações disponíveis.

Quanto à produção de resíduos, o fato de não haver um acompanhamento da alteração da composição produzida na Região Metropolitana, com o tempo, foi necessário considerar a composição média existente, resultado de campanhas realizadas durante cerca de um ano (TAVARES, 2007), como constante para todo o período modelado.

Um outro problema encontrado está relacionado à falta de arquivos digitais de parte dos projetos de regularização e drenagem de fundo para a configuração do aterro, portanto foi necessário digitalizar plantas impressas. Isto pode ter ocasionado erros e imprecisões na identificação da informação para a aplicação no modelo.

A não existência de uma estação pluviométrica na área do aterro levou à necessidade de adotar registros provenientes de uma estação meteorológica distante cerca de 5 km do aterro, localizada na REPAR, no município de Araucária (FUNCATE, 2008). Os dados de precipitação desta estação, por sua vez, apresentaram falhas e inconsistências, que levaram à necessidade de se recorrer à outra fonte de dados, uma estação pluviométrica instalada a 2 km do aterro, a Ponte da Caximba (SUDERHSA, 2008).



NOTA: Detalhes desta figura são apresentados no Anexo 2

FIGURA 5.13 – RESPOSTAS DO MODELO ÀS VARIAÇÕES NA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E ESPESSURA DA CAMADA DE COBERTURA DOS RESÍDUOS

Quanto aos ensaios físicos do solo de cobertura, realizados em laboratório, para a determinação da condutividade hidráulica saturada de pequenas amostras indeformadas, sob cargas hidráulicas pequenas e constantes, não representou de maneira satisfatória as condições que ocorrem em campo como, por exemplo, a incidência de chuvas torrenciais e de longa duração, que resultam em cargas hidráulicas bem acima daquelas aplicadas em laboratório, nem a macroporosidade decorrente de partículas de solo agregadas, fissuras e irregularidades na compactação.

Adicionalmente às dificuldades encontradas em relação à qualidade dos dados disponíveis, apresentam-se as fragilidades da concepção do MODUELO 2, tanto pela definição da morfologia do aterro, quanto pelas simplificações e suposições do módulo de cálculo.

Para a definição morfológica do modelo em relação às características verdadeiras do aterro do aterro de Curitiba, houve a necessidade de várias simplificações quanto às células de resíduos, à geometria geral do aterro e à rede de drenagem de lixiviado. Como consequência, ocorreu a perda de fidelidade do avanço das células unitárias do modelo, em relação ao histórico de ocupação em campo. Além disso, o formato cúbico das células unitárias não permite a simulação de diferentes inclinações para os taludes, fato que influencia na quantidade de água escoada superficialmente. O terreno de fundo, por sua vez, é considerado perfeitamente impermeável, não sendo possível simular uma provável falha na camada de impermeabilização inferior e infiltração de lixiviado no solo.

Outras características peculiares do MODUELO 2, que podem ter contribuído para a qualidade dos resultados da modelagem, são relacionadas às equações de cálculo. A abordagem do processo de infiltração, por exemplo, é simplificada; o fluxo não saturado na camada de cobertura não é considerado, não havendo possibilidade de modelagem do uso de barreiras capilares e de drenagem lateral.

Além disso, o modelo não considera o efeito de envelhecimento, falhas ou rupturas dos componentes dos sistemas de drenagem, como a colmatação pelo desenvolvimento de flocos e películas biológicas e o deslocamento devido às movimentações do maciço.

A impossibilidade de incremento da área de influência da bacia, representando o aporte de água da região que circunda o aterro levou à

necessidade de utilização de um fator de incremento de chuvas sobre todo o aterro, uma abordagem pouco cautelosa, que não considera perdas de massa da água proveniente das áreas limítrofes ao aterro pela evaporação e infiltração no solo natural.

Por fim, todas as considerações sobre a qualidade das informações disponíveis e sobre as simplificações e condições ideais concebidas para o modelo têm de ser relevadas para a avaliação da acurácia da aplicação do modelo no Aterro Sanitário de Curitiba.

## 6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo a modelagem dos processos hidrológicos em aterros sanitários, utilizando as Fases II e III do Aterro Sanitário de Curitiba, como estudo de caso, para a simulação da geração de lixiviado.

A pesquisa envolveu a organização e compilação de informações sobre o Aterro Sanitário de Curitiba desde novembro de 2002 até fevereiro de 2008, que serviram como base de dados de entrada para o programa computacional MODUELO 2. Para a efetiva realização deste trabalho, foram encontradas algumas dificuldades quanto à qualidade dos dados, seja pela simples falta de informações ou pela não consistência dos dados disponíveis. O monitoramento e registro das informações mostraram-se etapas fundamentais para reconhecimento e avaliação do sistema.

O MODUELO 2 apresenta vantagens na modelagem de aterros sanitários, como a capacidade de reproduzir o histórico de ocupação e a evolução do aterro sanitário ao longo do tempo. No módulo hidrológico, o fluxo de lixiviado no interior do aterro é simulado vertical e horizontalmente. A principal hipótese do MODUELO é que o fluxo vertical ocorre sempre em condições saturadas, tendo como justificativa o fato de as camadas de cobertura diárias dos resíduos com solo diminuírem a velocidade vertical do fluxo, o que favorece a movimentação horizontal do líquido.

Entretanto, foi observado que o modelo apresentou algumas fragilidades de concepção, tanto pela definição da morfologia do aterro, quanto pelas simplificações e suposições do módulo de cálculo. Em relação às características verdadeiras do aterro de Curitiba, houve a necessidade de várias simplificações quanto ao dimensionamento das células de resíduos, à geometria geral do aterro e à rede de drenagem de lixiviado. Como consequência, ocorreu a perda de fidelidade do avanço das células unitárias do modelo, em relação ao histórico de ocupação em campo. Além disso, o formato das células unitárias não permite a simulação de diferentes inclinações para os taludes e o terreno de fundo é considerado perfeitamente impermeável, não sendo possível simular uma possível falha na camada de impermeabilização inferior e infiltração de lixiviado no solo.

O modelo de infiltração de água no solo de cobertura adotado pelo MODUELO 2 é simplificado, não existindo a possibilidade de simular o uso de



barreiras capilares e do mecanismo de drenagem lateral na cobertura, pois o modelo não considera o fluxo não saturado. Além disso, não são considerados os efeitos de envelhecimento, falhas ou rupturas dos componentes dos sistemas de drenagem, como a colmatação pelo desenvolvimento de flocos e películas biológicas e o deslocamento devido às movimentações do maciço.

A simulação da geração de lixiviado das Fases II e III do Aterro Sanitário de Curitiba foi realizada em duas etapas, a calibração de parâmetros do modelo e a avaliação das respostas às variações da qualidade e espessura da camada de cobertura dos resíduos. Para que a série de lixiviado produzido pudesse ser representada de maneira similar à produzida com dados medidos em campo, foi necessária a utilização de um fator de incremento de chuvas para representar o aporte de águas provenientes do terreno que circunda o aterro. Isto demonstra a importância do correto dimensionamento e execução de procedimentos provisórios e permanentes de drenagem de águas pluviais, que acompanhem o avanço das células e evitem a entrada de águas de regiões que as circundam. As superfícies do aterro devem ter uma inclinação adequada, de maneira a evitar o acúmulo de água em dias de chuva.

O resultado da calibração mostrou que a condutividade hidráulica equivalente do solo de cobertura é de  $1 \times 10^{-3}$  cm/s, duas ordens de grandeza maior do que a determinada pelos ensaios realizados em laboratório. Isto é reflexo da qualidade da execução da cobertura, não uniformidade da compactação, partículas de solo agregadas e fissuras, que formam caminhos preferenciais para a água infiltrar no maciço e alcançar rapidamente os elementos de drenagem.

A calibração do MODUELO 2 para as condições do aterro de Curitiba não permitiu reproduzir o volume total de lixiviado registrado em campo. Entretanto, de maneira geral, a resposta obtida com a modelagem mostrou uma tendência de variação semelhante à observada em campo, sugerindo que o modelo conceitual representa, de certa forma, a realidade do aterro sanitário, apesar de todas as simplificações e suposições adotadas. Os fatores que podem ter contribuído para a obtenção de resultados calculados de lixiviado menores do que o volume gerado podem ser de três ordens diferentes, sendo elas a qualidade dos dados de entrada do modelo, as simplificações adotadas pelo modelo e as falhas de ordem operacional. Exemplos de como a qualidade dos dados de entrada pode afetar os

resultados do modelo são a composição média obtida dos resíduos, que pode não estar refletindo a realidade; a simplificação adotada para a configuração da drenagem e da geometria das células; a ocorrência de eventos isolados de chuva sobre o aterro, sem que as estações utilizadas para produzir a série do modelo tenham registrado e a possibilidade de a série de lixiviado registrada em campo estar incorreta, pois podem ter ocorrido erros na leitura e no registro diário das vazões de lixiviado, como leitura incorreta da régua da calha de Parshall ou erros de transcrição dos dados a partir das anotações originais. Por outro lado, as simplificação adotadas pelo modelo também afetam sua resposta, como suposições de condições idealizadas e extrapolação de dados experimentais para uma escala natural muito maior. Por fim, podem ter ocorrido falhas de ordem operacional no aterro sanitário que fizeram com que a quantidade de lixiviado fosse maior do que a esperada, como frentes de serviço muito amplas, com exposição desnecessária dos resíduos à água precipitada; manutenção inadequada dos elementos de drenagem superficial, que trincam com o tempo, devido às movimentações do maciço, entre outros.

Como resultado da avaliação das respostas do modelo às variações da qualidade e espessura da camada de cobertura dos resíduos, a execução de uma cobertura com uma condutividade hidráulica de  $1 \times 10^{-7}$  cm/s resultaria em uma diminuição de 57,6% no volume de lixiviado produzido em todo o período, demonstrando a importância da qualidade do material da cobertura do lixo. Esta simulação demonstrou que o investimento na execução de uma cobertura eficaz pode significar economia no tratamento do lixiviado gerado. Por outro lado, o simples aumento da espessura da camada de solo não apresentou vantagem alguma para diminuir a quantidade de lixiviado produzida. Ao contrário, apenas implicaria em ocupar com solo o volume disponível para a disposição de resíduos, diminuindo a vida útil do aterro e aumentando os custos de operação com material e equipamentos.

Por fim, a aplicação do programa computacional MODUELO 2 ao Aterro Sanitário de Curitiba permitiu o entendimento dos processos hidrológicos relacionados à geração de lixiviado, podendo constituir-se em uma ferramenta para a tomada de decisão em termos da operação do aterro e, também, para o direcionamento de futuras decisões quanto à destinação final dos resíduos.

Em função do observado e das dificuldades encontradas, algumas recomendações podem ser consideradas. Primeiramente, os parâmetros hidráulicos do solo de cobertura definidos inicialmente, com base em ensaios em laboratório, em função da sua escala, não representaram de maneira satisfatória as condições que ocorrem em campo. Assim, uma definição mais acurada das taxas de infiltração poderia ser determinada por meio de ensaios realizados em campo, com equipamentos como infiltrômetros. A condutividade hidráulica do solo, por sua vez, poderia ser ensaiada com cargas hidráulicas maiores, a partir de amostras de tamanho compatível.

Quanto aos dados de composição de resíduos, poderia ser realizado um acompanhamento periódico da alteração da composição dos resíduos produzidos em todos os municípios que utilizam o aterro, tendo em vista que foi necessário considerar a composição média referente a um período de apenas um ano, como constante para todo o período modelado.

Quanto aos dados climatológicos, a implantação de uma estação pluviométrica na área do aterro seria de fundamental importância para melhor correlação entre o comportamento da vazão de lixiviado e a chuva incidente.

## REFERÊNCIAS

- ABICHOU T.; LIU X.; TAWFIQ K. **Design of Cost Effective Lysimeters for Alternative Landfill Cover Demonstrations Projects**. Report #04-0232007, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, FAMU – FSU College of Engineering, State University System of Florida, 2004.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13896. Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, junho de 1997.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7181/84 - Análise Granulométrica**. Rio de Janeiro, 1984.
- AINA, M. P. **Expertises des Centres d'Enfouissement Techniques de Dechets Urbains dans les PED: Contributions a l'Elaboration d'un Guide Methodologique et a sa Validation Experimentale sur Sites**. Thèse pour obtenir le grade de Docteur de l'Universite de Limoges. 2006.
- AL-YOUSFI, B.A.; POHLAND, F.G. Strategies for simulation, design and management of solid wastes disposal sites as landfills bioreactors. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management**, 2(1), pp.13 – 21, 1998.
- ASCE - American Society of Civil Engineers. **Design and Construction of Sanitary and Storm Sewers**, Manual of Engineering Practice, n. 37. ASCE, New York, 1960.
- ASM Engenharia e Consultoria Ltda. Terraplenagem de Fundo (Prancha 1) e Drenagem de Fundo (Prancha 2). Arquivo digital. In: ASM Engenharia e Consultoria Ltda. **Projeto de Ampliação do Aterro da Caximba**. Relatório de Readequação. Curitiba, fevereiro de 2002. CD-ROM.
- BAGCHI, A. **Design of Landfills and Integrated Solid Waste Management**. John Wiley & Sons. Third Edition. New Jersey, 2004.
- BENETI, C.A.A.; CALVETTI, L.; PEREIRA FILHO, A.J. Estimativa da Precipitação por Radar e Pluviômetros na Região Metropolitana de Curitiba - Resultados Preliminares. In: **Congresso Brasileiro de Meteorologia**, 11., 2002, Foz do Iguaçu. CD-ROM.
- BERGER, K. Validation of the hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model for simulating the water balance of cover systems. **Environmental Geology** 39 (11) October 2000.
- BEVEN, K.; GERMANN, P.F. Macropores and water flow in soils. **Water Resources Res.** 18 (5), 1311-1325, 1982.
- BOUGHTON W.C. A review of the USDA SCS curve number method. **Australian Journal of Soil Research** 27, 511–523, 1989.

BOUWER, H. Rapid field measurements of air entry value and hydraulic conductivity of soil as significant parameters in flow system analysis. **Water Resources Research**, 2, 4, 729-738, 1966.

BRONSTERT A.; PLATE E.J. Modelling of runoff generation and soil moisture dynamics for hillslopes and micro-catchments. **Journal of Hydrology** 198, 1 177-195, 1997.

BROOKS, R.H.; COREY A.T. **Hydraulic Properties of Porous Media**. Hydrology paper No. 3, Civil Eng. Department, Colorado State University, Fort Collins, 1964.

BRUTSAERT, W. Probability laws for pore-size distribution. **Soil Sci.**, 101, 85-92, 1966.

BUMB, A.C.; MURPHY, C.L.; EVERETT L.G. A comparison of three functional forms for representing soil moisture characteristics. **Ground Water**. 30, 2, 177-185, 1992.

CAMPBELL, G.S. A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data. **Soil Science**, 117 (6), p 311-314, 1974.

CAPELO, J.; CASTRO, M.A.H. de. Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste – A new experimental approach. **Waste Management** 27, 811–819, 2007.

CAVO Serviços e Meio Ambiente S.A. **Fotografia aérea do Aterro Sanitário de Curitiba**. Curitiba, 2007. CD-ROM.

CEPPOLINA Engenheiros Consultores Ltda. **Fotografia aérea do Aterro Sanitário de Curitiba**. Curitiba, 2008. CD-ROM.

CHOW, V. T. **Handbook of Applied Hydrology**. Mc Graw-Hill, New York, 1964.

CONSILIU Meio Ambiente & Projetos, CAVO Serviços e Meio Ambiente S.A. **Drenagem de Percolado – As Built**. Escala 1:1000. In: CONSILIU Meio Ambiente & Projetos, CAVO Serviços e Meio Ambiente S.A. Acompanhamento e Fiscalização da Obra para implantação da Fase III Etapas 2.2 e 2.3 da Área de Expansão do Aterro da Caximba. Relatório Final. Curitiba, Setembro de 2006.

CONSILIU Meio Ambiente & Projetos. **Projeto Executivo Complementar da Fase III – Etapa 3 da Área de Expansão do Aterro da Caximba**. Curitiba, 2007

CONSILIU Meio Ambiente & Projetos. **Regularização do Fundo**. 09.370.002-01. Escala 1:1000. In: CONSILIU Meio Ambiente & Projetos. Projeto Executivo Complementar da Fase III – Etapa 3 da Área de Expansão do Aterro da Caximba. Curitiba, 2007.

CONSILIU Meio Ambiente & Projetos. **Drenagem de Percolado – Detalhamento**. Drenagem de Fundo e Drenos Verticais 11.420.001-01. Escala 1:1000 In: CONSILIU Meio Ambiente & Projetos. Projeto Executivo Complementar da Fase III – Etapa 3 da Área de Expansão do Aterro da Caximba. Curitiba, 2007.

CONSILIU Meio Ambiente & Projetos, CAVO Serviços e Meio Ambiente S.A. **Acompanhamento e Fiscalização da Obra para implantação da Fase III Etapas 2.2 e 2.3 da Área de Expansão do Aterro da Caximba**. Relatório Final. Curitiba, Setembro de 2006. CD-ROM.

COUTO L.; SANS, L.M.A. Características Físico-Hídricas e Disponibilidade de Água no Solo. **Circular Técnica 21**. EMBRAPA. V 15, n.47, p. 21-65. Sete Lagoas, MG, dezembro de 2002.

DAS, T. **The impact of spatial variability of precipitation on the predictive uncertainty of hydrological models**. Genehmigte Abhandlung (Doktor-Ingenieurs) Fakultät Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Stuttgart. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 2006.

DEMIREKLER, E.; ROWE, R. K. y UNLU, K. (1999). "Modeling leachate production from municipal solid waste landfills". "Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium". 4 – 8 de octubre de 1999, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 17 – 24.

DESCROIX, L; Viramontes D.; Estrada J.; Barrios J.L.G.; Asseline J. Investigating the spatial and temporal boundaries of Hortonian and Hewlettian runoff in Northern Mexico. **Journal of Hydrology** 346, 144– 158, 2007.

DE SMEDT, F. Two- and Three-Dimensional Flow of Groundwater **The Handbook of Groundwater Engineering**. Editor-in-Chief Jacques W. Delleur. Boca Raton: CRC Press LLC, 1999.

DIAS, N. L.; KAN, A. Evaporação e Evapotranspiração: I – Conceitos Fundamentais. A água em Revista: **Revista Técnica e Informativa da CPRN**. Belo Horizonte, nº 11, p. 37 - 48, nov. 1999.

DIXON, N.; JONES, D.R.V. Engineering properties of municipal solid waste. **Geotextiles and Geomembranes** 23, 205–233, 2005.

DOORENBOS, J.; PRUIT, W. O. Guidelines for predicting Crop Water Requirements. **FAO Irrigation and Drainage Paper**, n. 24, 2ª ed. Rome, 1977.

DRURY D.; HALL D. E DOWLE J. **The Development of LandSIM 2.5**. NGWCLC Report GW/03/09. National Groundwater and Contaminated Land Centre, Environment Agency. September 2003.

DWYER, S. F. **Water Balance Measurements and Computer Simulations of Landfill Covers**. Dissertation (for the degree of Doctor of Philosophy Engineering). The University of New Mexico, 2003.

EHRIG H.J. Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate. **Waste Management & Research** 1 (1), 53-80, 1983.

EL-FADEL M., FINDIKAKIS A. N., LECKIE J. O. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. **Journal of Environmental Management**, 50, 1–25. 1997.

EL-KADI, A. On estimating the hydraulic properties of soil, Part 2. A new empirical equation for estimating hydraulic conductivity for sands. **Advance Water Resources**, 8, 148-153, 1985.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2ª. Edição. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, 1997.

ESPINOZA, R. D. Infiltration. In: **The Handbook of Groundwater Engineering**. Editor-in-Chief Jacques W. Delleur. Boca Raton: CRC Press LLC, 1999.

FILOS F; KHANBILVARDI, R. (principal investigators). **Fresh Kills Leachate Treatment and Minimization Study Vol. II Modeling, Monitoring and Evaluation**. The City College of New York. Department of Civil Engineering. September 1993.

FLEENOR, W.E.; KING I.P. Defining Limitations for Use of the HELP Model. **Proceedings of the Sixth Annual International Conference**, ASCE, Las Vegas, 185-187, 1995.

FONTENOT, R. L. **An evaluation of reference evapotranspiration models in Louisiana**. Thesis (for the degree of Master of Natural Sciences) Faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College. August 2004.

FOTH, H. D.; TURK, L. M. **Fundamentals of Soil Science**, 5th Ed. Wiley, New York, 1943.

FUNCATE (Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologias Espaciais). **Relatório de dados meteorológicos por período** – Estação meteorológica da REPAR. Planilha eletrônica. 2008

FUNGAROLI, A. A., STEINER, R. L. **Investigation of Sanitary Landfill Behavior**, Vol. 1, Final Rep. EPA-600/2-79/053a. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio, p. 331, 1979.

GARDNER, W.R. Calculation of capillary conductivity from pressure plate outflow data. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 3, 317-320, 1956.

GIROUD, J.P.; BONAPARTE, R. Leakage Through liners constructed with geomembrane liners. **Geotextiles and geomembranes** 8(1), .27-67, 1989.

GÖNÜLLÜ, M. T. Analytical modelling of inorganic contaminants in leachate. **Waste Management & Research** 12, 339–350. 1994a.

GÖNÜLLÜ, M. T. Analytical modelling of organic contaminants in leachate. **Waste Management & Research** 12, 141–150. 1994b.

GOOGLE. **Imagens** ©2008 Digital Globe, GeoEye. Disponível em <<http://maps.google.com/>> Acesso em 12 de abril de 2008.

GUYONNET, D.; DIDIER-GUELORGET, B.; PROVOST G. e FEUILLET C. Accounting for water storage effects in landfill leachate modeling. **Waste Management & Research**, 16, 3: 285-295, 1998.

GREEN, W.H.; AMPT, G.A. 1911. Studies on soil physics. The flow of air and water through soils. **J. Agric. Sc.** 4, 1-24, 1911.

HAARSTRICK, A.; HEMPEL, D. C.; OSTERMANN, L.; AHRENS, H. E DINKLER, D. Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills. **Waste Management & Research**, 19, pp. 320-331, 2001.

HARGREAVES, G. H.; ALLEN, R. G. History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering** 129(1):53-63, 2003.

HAVERKAMP, R.; BOURAOU, F.; ZAMMIT, C.; ANGULO-JARAMILLO, R. Soil Properties and Moisture Movement in the Unsaturated Zone. In: **The Handbook of Groundwater Engineering**. Editor-in-Chief Jacques W. Delleur. Boca Raton: CRC Press LLC, 1999.

HICKIS, W.L. A method for computing urban runoff. **Transactions**. American Society of Civil Engineers, v. 109, 1944.

HILLEL, D. **Environmental Soil Physics**. Academic Press, 771 P. 1998.

HO C.K.; ARNOLD B.W.; COCHRAN J.R.; TAIRA R.Y.; PELTON M.A. A probabilistic model and software tool for evaluating the longterm performance of landfill covers. **Environmental Modelling & Software** 19 (2004) 63–88.

HORTON, R.E. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. **Science Society of America Proceedings** 5, 399–417, 1940.

HOSSER D.; DEHNE M.; AHRENS H.E KINDLEIN J. Modelling simplification of landfill processes by using methods of reliability theory. **Waste Management & Research** 21: 119–126, 2003.

HSU, S.M.; NI, C.F.; HUNG, P.F. Assessment of three infiltration formulas based on model fitting on Richards equation. **Journal of Hydrologic Engineering** 7, 5: 373-379, 2002.

HUBER, W.C.; DICKINSON, R.E. **Storm water management model, version 4**. Environmental Protection Agency, Estados Unidos., 1988.

HUNT, A.G. Percolation Theory for Flow in Porous Media. **Lecture Notes in Physics** 674. Springer, Berlin, Heidelberg, 2005.

IAPAR – INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas Climáticas do Paraná**. Disponível em <<http://www.iapar.br>> Acesso em 23 de abril de 2008.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Contagem da População 2007**. Planilha eletrônica. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 28/08/2007.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Projeção da População do Brasil por Sexo e Idade para o Período 1980-2050** – Revisão 2004. Metodologia e Resultados. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 30/04/2008.



IPPUC – Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba. **Curitiba em Dados**. População e Taxa de Crescimento Anual de Curitiba, Região Metropolitana com e sem Curitiba, Paraná e Brasil, entre os Anos\_1970, 1980, 1991, 2000 e 2007. Disponível em <<http://ippucnet.ippuc.org.br>>. Acesso em 12/04/2008.

ISLAM, J.; SINGHAL, N. A one-dimensional reactive multi-component landfill leachate transport model. **Environmental Modelling & Software** 17 531–543, 2002.

JAGLOO, K. **Groundwater risk analysis in the vicinity of a landfill. A case study in Mauritius**. Master's Thesis (Course in Environmental Engineering and Sustainable Infrastructure). Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm, 2002.

JANG, Y.-S.; KIM, Y.-W.; LEE, S.-I. Hydraulic properties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea. **Waste Management** 22, 261–267, 2002.

KHANBILVARDI R. M. AHMED S. E GLEASON P. J. Flow Investigation for Landfill Leachate (FILL). **Journal of Environmental Engineering**, Volume 121, Issue 1, pp. 45-57, January 1995.

KINDLEIN J.; DINKLER D. E AHRENS H. Numerical modelling of multiphase flow and transport processes in landfills. **Waste Management & Research** 24: 376–387, 2006.

KOBIYAMA, M.; VESTENA, L. R. Aplicação do Método de Penman Modificado no Cálculo da Evapotranspiração Potencial para Quatro Estações Meteorológicas do Estado do Paraná. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Vol. 8, nº1, Jan/Jun 2006.

KODA, E.; ZAKOWICZ S. Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill. **Environmental Geotechnics**, Sêco e Pinto Ed., Balkema, Rotterdam, Holanda, 1999.

KORFIATIS, G.P.; DEMETRACOPOULOS, A.C.; BOURODIMOS, E.L.; NAWY, E.G. Moisture transport in a Solid Waste Column, **Journal of Environmental Engineering**. Env. Eng., 110(4):789-796, August, 1984.

LAL, R.; SHUKLA, M. **Principles of Soil Physics**. CRC Press, 2004.

LEE, K.; SUK H.; CHOI, S.; LEE, C. H. E CHUNG, S. Numerical evaluation of landfill stabilization by leachate circulation. **Journal of Environmental Engineering**, 127(6), pp. 555-563. 2001.

LINSLEY, R.K.; KOHLER, M.A.; PAULHUS, J.L.H. **Applied Hydrology**. McGraw-Hill, New York, 1949.

LIU, L. **Development of environmental modeling methodologies for the management of regional and industrial pollution control systems**. Thesis (Ph.D), Faculty of Graduate Studies and Research, University of Regina. Regina, Canada, 2001.

LOBO A.; LANTARÓN J. H.; FERNÁNDEZ O. M.; MONZÓN I. T.; LAMIA M. F. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology). **Waste Management & Research** 20, 198–210, 2002a.

LOBO A.; LANTARÓN J. H.; FERNÁNDEZ O. M.; MONZÓN I. T.; LAMIA M. F. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part II: Biodegradation). **Waste Management & Research** 20, 514-528, 2002b.

LOBO A. **Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos**. Tesis Doctoral - Universidad de Cantabria. Santander, octubre 2003a.

LOBO A.; JOFRÉ J.M.; ROMÁN M.S.; MONZÓN I.T. Comparative Analysis of Three Hydrological Landfill Models (MODUELO 1, HELP and MODUELO 2) through a Practical Application. **Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium** S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 - 10 October 2003b.

LOBO A.; MONZÓN I. T. MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. **Environmental Modelling & Software** 22, 1, 59-72, 2007.

MAACK, R. **Geografía Física do Estado do Paraná**. Curitiba, 1968.

MANASSERO, M; VAN IMPE, W.F.; BOUAZZA, A. Waste disposal and containment. **Environmental Geotechnics**. Kamon (ed) Rotterdam, Holanda, 1997.

MBELA, K. K., SRIDHARAN, L., O'LEARY, P., BAGCHI, A. MACK, D. P., MITCHELL, G. R. Leachate generation patterns in MSW landfills in Wisconsin and HELP model assessment. **Proc. Waste Tech'91**, Toronto, Canada, 1991.

MC ENROE, B. M. Maximum saturated depth over landfill liner. **J. Environ. Eng.**, 119 (2), 262–270, 1993.

MCMAHON A.; HEATHCOTE J.; CAREY M.; ERSKINE A. **Guide to good practice for the development of conceptual models and the selection and application of mathematical models of contaminant transport processes in the subsurface**. National Groundwater & Contaminated Land Centre Report NC/99/38/2. Environment Agency//Entec UK Ltd. London, July 2001.

MONTEITH, J. L. Evaporation and environment. **Symp. Soc. Expl. Biol.**, n. 19, p. 205 - 234, 1965.

MOREIRA, I. A. **Modelagem hidrológica chuva-vazão com dados de radar e pluviômetros**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidrológica), Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2005.

MUALEM, Y. Hysteretical models for prediction of the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. **Water Resources Research**, v.12, p.1248 – 1254, 1976.

MURPHY, R.J.; GARWELL, E. **Infiltration Rates Through Landfill Liners**. Report #97-11. University of South Florida. February, 1998.

MUSGRAVE, G.W. **How much water enter the soils**. U.S. Department of Agriculture, Washington DC, 151 – 159, 1955

NIXON W.B.; MURPHY R.J.; STESSEL R. I. An empirical approach to the performance assessment of solid waste landfills. **Waste Management & Research** 15, 607–626, 1997.

NIXON W.B.; MURPHY R.J.; Waste Site Hazard Assessment: a taxonomy of current methods and criteria. **Environmental Engineering and Policy** 1 59–74 .Springer-Verlag, 1998.

ORESQUES, N.; SHRADER-FRÉCHETTE, K.; BELITZ, K. Verification, validation, and confirmation of numerical models in earth sciences. **Science** 2, 63 641-646, 1994.

OWEIS, I.S.; SMITH D.A.; ELLWOOD, R.B.; GREENE, D.S. Hydraulic Characteristics of Municipal Refuse. **Journal of Geotechnical Engineering**, 116 (4), 539 – 553, 1990.

PERRIER, E.R.; GIBSON A.C. **Hydrologic simulation on solid waste disposal sites (HSSWDS)**. EPA/SW-868. US Government Printing Office, Washington DC, 1980.

POHLAND, F. G., AL-YOUSFI, B. Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production. **Water Science and Technology**, 30(2) pp. 117-124, 1995.

POULSEN, T. G.; MØLDRUP, P. Factors affecting water balance and percolate production for a landfill in operation. **Waste Management & Research** 23: 72–78, 2005.

POWRIE, W.; BEAVEN, R.P. Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. Institution of Civil Engineers **Geotechnical Engineering Journal** 137, 235–247, 1999.

QIAN X.; GRAY D.H.; KOERNER R.M. Estimation of Maximum Liquid Head over Landfill Barriers. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. 130:5 (488) ASCE, 2004.

RAWLS, W.J.; BRAKENSIEK, D.L.; MILLER N. Predicting Green and Ampt infiltration parameters from soil data. **J. Hydr. Engrg.** ASCE, 1091, 62-70, 1983.

RESOL Engenharia Ltda. **Projeto Executivo para Ampliação do Aterro Sanitário da Caximba**. Curitiba, 2003.

RESOL Engenharia Ltda **Escavação e Regularização de Fundo** .PE-CUR-AS-DES 015/10-03. Escala 1:1250. In: RESOL Engenharia Ltda. Projeto Executivo para Ampliação do Aterro Sanitário da Caximba. Curitiba, 2003.

RESOL Engenharia Ltda, **Impermeabilização e Drenagem de Chorume e de Gás PE-CUR-AS-DES 024/10-03**. Escala 1:1250. In: RESOL Engenharia Ltda. Projeto Executivo para Ampliação do Aterro Sanitário da Caximba. Curitiba, 2003.

RICHARDS L.A. Capillary conduction of liquids through porous mediums. **Physics**. 1:318–33, 1931.

RÖMKENS M. J. M.; PRASAD S. N. Rain Infiltration into swelling/shrinking/cracking soils. **Agricultural Water Management** 86 (2006) 196–205.

ROVERS, F.A., FARQUHAR, G. J. Infiltration and Landfill Behavior. **J. Environ. Eng. Div.**, Am. Soc. Civ. Eng. 99 (EE-5), 671-690, 1973.

SANTOS, I.d.; FILL, H.D.; SUGAI, M.R.v.B.; BUBA, H.; KISHI, R.T.; MARONE, E.; LAUTERT, L.F. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001.

SCHROEDER, P.R.; MORGAN, J.M.; WALSKI, T.M.; GIBSON, A.C. **The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model**. Vol I, User`s Guide for Version I, EPA /530-SW-84-009, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 1984a.

SCHROEDER, P.R.; GIBSON, A.C.; SMOLEN, M.D. **The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model**. Vol II, Doc. for Version I, EPA /530-SW-84-101, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 1984b.

SCHROEDER, P.R.; DOZIER, T.S.; ZAPPI, P.A.; MCENROE, B.M.; SJOSTROM, J.W. e PEYTON, R.L. **The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model**. Engineering documentation for version 3. EPA/600/r-94/168b. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, United States, 1994

SCHROEDER P.R.; BERGER K. **HELP - Hydrologic Evaluation of Landfill Performance**. Disponível em <[http://eco.wiz.uni-kassel.de/model\\_db/mdb/help.html](http://eco.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/help.html)>. Acesso em 09 de julho de 2007.

SCS - Soil and Conservation Service. **Engineering Handbook: Section 4, Hydrology**. Supplement A. United States Department of Agriculture. Washington, D.C., 1957.

SCS - Soil and Conservation Service. **Procedure for Computing Sheet and Rill Erosion on Project Areas**, Eng. Div., Release n. 51. United States Department of Agriculture. Washington, D.C., 1972.

SMMA - Secretaria Municipal do Meio Ambiente. **Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares dos Municípios de Curitiba e Região Metropolitana**. Curitiba: Departamento de Limpeza Pública, 2006. Planilha eletrônica.

SMMA - Secretaria Municipal do Meio Ambiente. **Quadro Demonstrativo De Resíduos Depositados no Aterro Sanitário da Caximba – Anual**. Departamento de Limpeza Pública. Curitiba, 2008a. Planilha eletrônica.

SMMA - Secretaria Municipal do Meio Ambiente. **Vazão de Efluente Líquido do Aterro Sanitário de Curitiba – 2005 a 2008**. Departamento de Limpeza Pública. Curitiba, 2008b. Planilha eletrônica.

SEDIYAMA, G. C. Estimativa da evapotranspiração: histórico, evolução e análise crítica. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 4, n. 1, p. i-xii, 1996.

SHAW, E. M. **Hydrology in Practice**. Chapman & Hall, Londres, 1994.

SIMEPAR Tecnologia e Informações Ambientais. **Almanaque Climático**. Curitiba, 2008. Disponível em <<http://www.simepar.br>>. Acesso em 16/08/2007.

STONE, R. **Disposal of Sewage Sludge into a Sanitary Landfill**, EPA-SW-71-d. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 1974.

SUDERHSA - Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. **Série histórica de dados pluviométricos**– Estação meteorológica Ponte da Caximba. Planilha eletrônica. 2008

TAVARES, R.C. **Composição Gravimétrica: Uma ferramenta de planejamento e gerenciamento do resíduo urbano de Curitiba e Região Metropolitana**. Dissertação de Mestrado, Programa Profissionalizante em Desenvolvimento de Tecnologia (PRODETEC) do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC) e do Instituto de Engenharia do Paraná (IEP). Curitiba, 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, 1994.

TSUTSUMI, M. **Mecânica dos Solos I – Notas de Aula**. Universidade Federal de Juiz de Fora. Faculdade de Engenharia – Departamento de Transportes. Março de 2003, revisado em Agosto de 2003.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia - Ciência e Aplicação**. Editora da UFRGS, 1993.

VAN GENUCHTEN, M.T. A close form solution for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil. **Soil. Sci. Soc. Am. J.** 44, 892-898, 1980.

VAN GENUCHTEN, M.Y.; SIMUNEK, J.; LEIJ, F.J. SEJNA, M. **RETC, Version 6.1. Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils**. U.S Salinity Laboratory, USDA, ARS, 2007.

VAUCLIN. M.; HAVERKAMP, R.; VACHAUD, G. **Etude de la Résolution Numerique de l'Equation de l'Infiltration d'Eau en Milieu non Saturé**. Presses Universitaires de Grenoble, France, 165 pp, 1979.

VELÁSQUEZ M.T.O DE; CRUZ-RIVERA R.; ROJAS-VALENCIA N.; MONJE-RAMÍREZ I.; SÁNCHEZ-GÓMEZ J. Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills. **Waste Management Research**, 21: 127, 2003a.

VELÁSQUEZ M.T.O DE; CRUZ-RIVERA R.; ROJAS-VALENCIA N.; MONJE-RAMÍREZ I.; SÁNCHEZ-GÓMEZ J. Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. **Waste Management Research**, 21: 137-144, 2003b.

WALSH, J. J., KINMAN, R. N. Leachate and gas production under controlled moisture conditions. In **Land Disposal: Municipal Solid Waste**. (D. W. Schultz, Ed.). 5th Annu. Res. Symp. EPA-600/9-79/023. US. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio, pp. 41-57, 1979.

WALSH, J. J., KINMAN, R. N. Leachate and gas from municipal solid waste landfill simulators. In **Land Disposal: Municipal Solid Waste**. (D. W. Schultz, Ed.). 7th Annu. Res. Symp. EPA-600/9-81/002. US. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio, pp. 67-93., 1981.

WHITE J. K.; REN Q.; ROBINSON J. P. A framework to contain a spatially distributed model of the degradation of solid waste in landfills. **Waste Management & Research** 21: 330–345, 2003.

WHITE J. K.; ROBINSON J. P.; REN Q. Modelling the biochemical degradation of solid waste in landfills. **Waste Management** 24: 227–240, 2004.

WIGH, R. J. **Boone County Field Site interim Report**, EPA-600/2-79/058. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio, 1979.

YILDIZ E. D.; ÜNLÜ K.; ROWE R. K. Modelling leachate quality and quantity in municipal solid waste landfills. **Waste Management & Research** 22-2: 78–92, 2004.

YIN Y.; WU S.; ZHENG D.; YANG Q. Radiation calibration of FAO56 Penman–Monteith model to estimate reference crop evapotranspiration in China. **Agricultural Water Management** 95:( ) 77–84, 2008

ZACHAROF A.I.; BUTLER A.P. Stochastic modelling of landfill processes incorporating waste heterogeneity and data uncertainty. Landfill Process Modelling Workshop. **Waste Management** 24: 241–250, 2004 a.

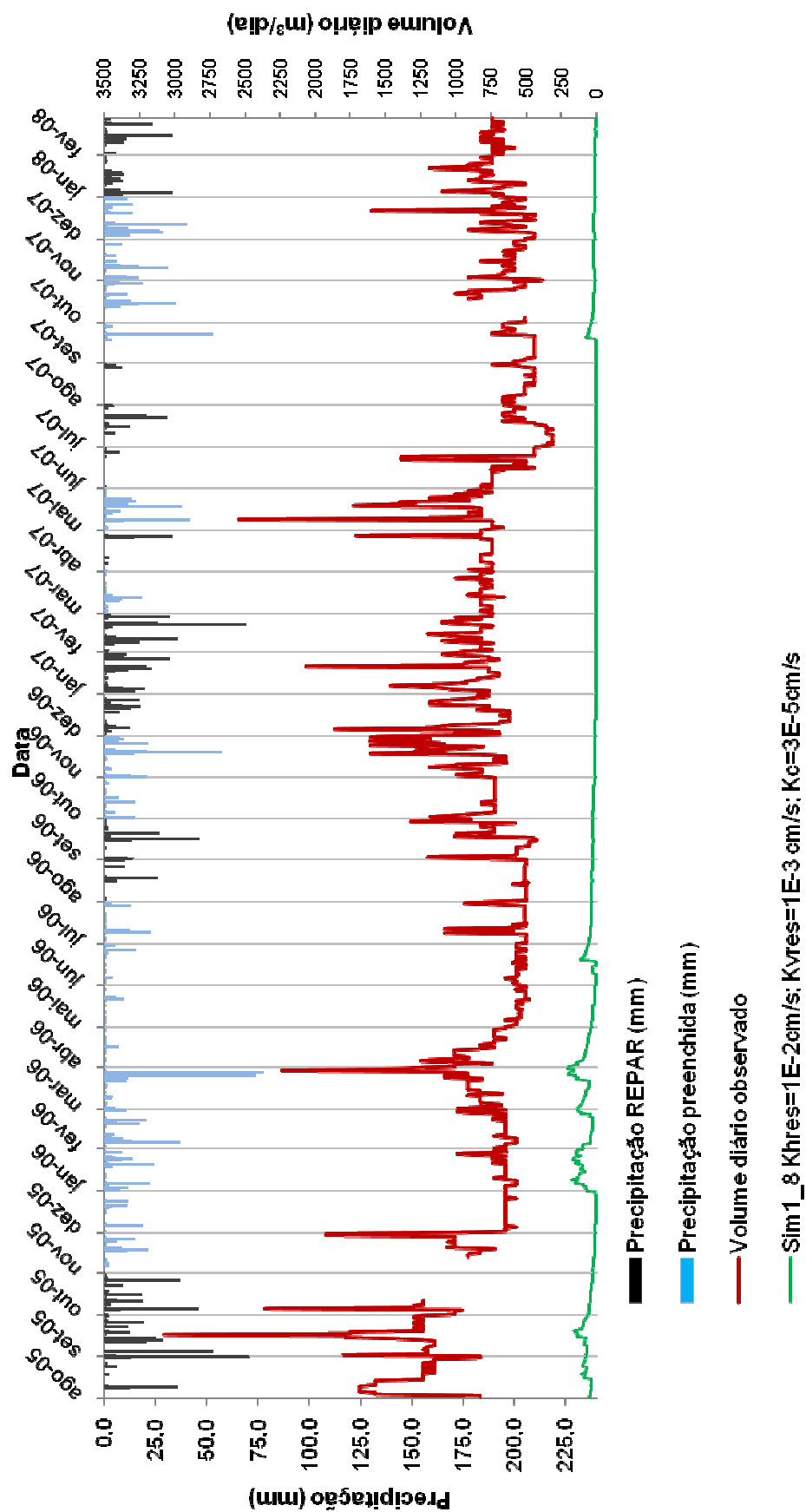
ZACHAROF A.I.; BUTLER A.P. Stochastic modelling of landfill leachate and biogas production incorporating waste heterogeneity. Model formulation and uncertainty analysis. **Waste Management** 24: 453-462, 2004 b.

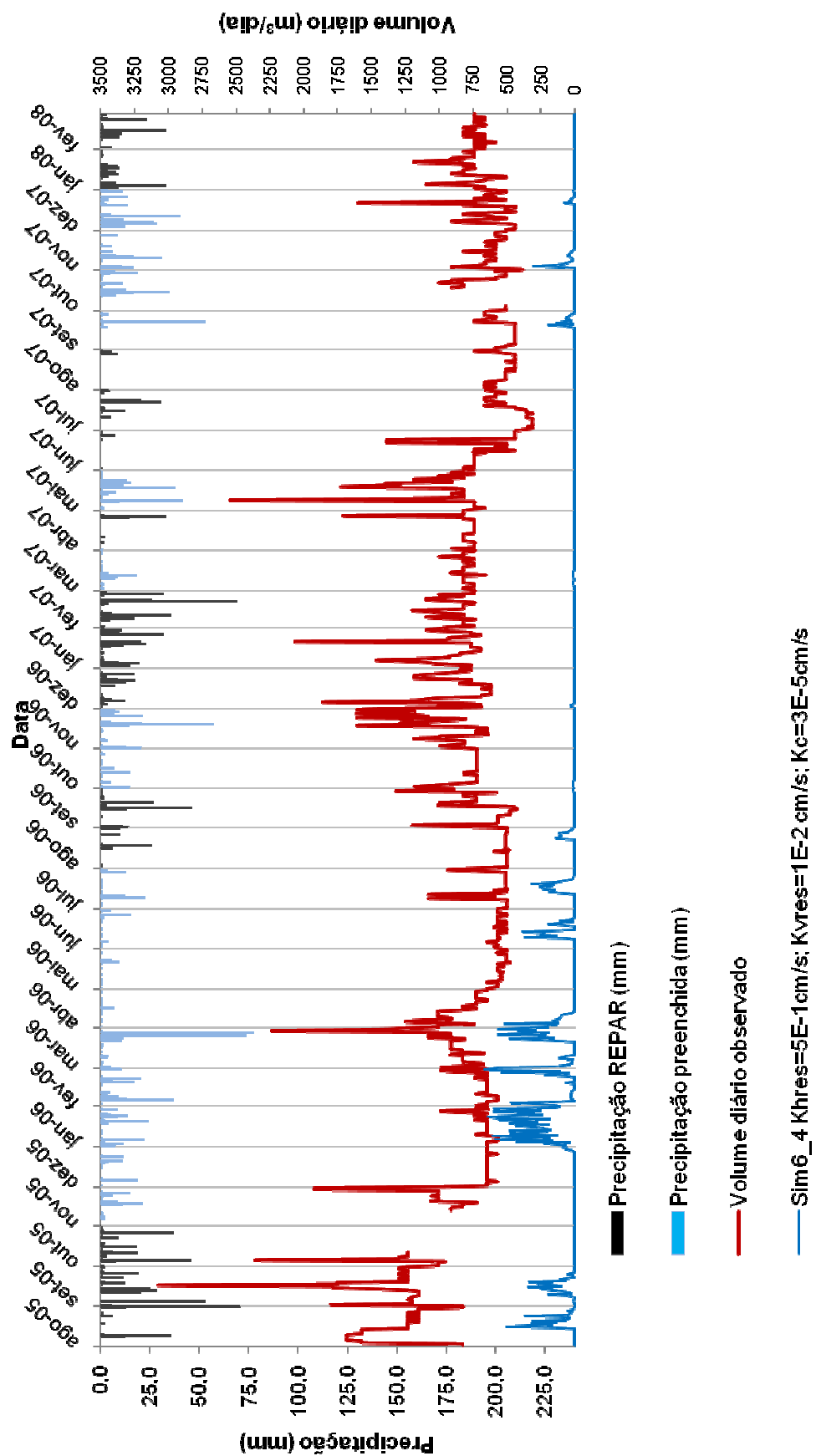
## ANEXOS

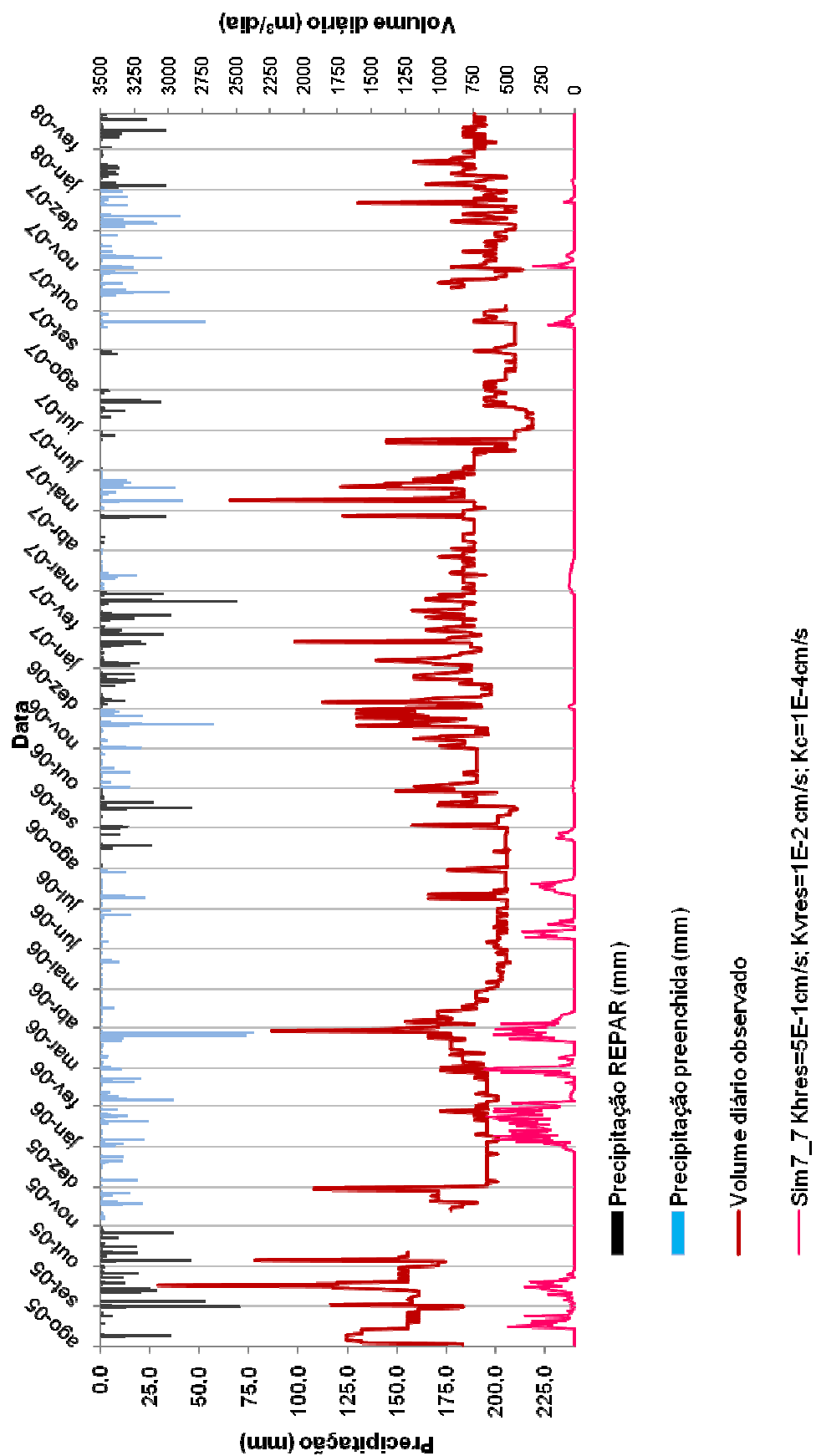
## ANEXO 1

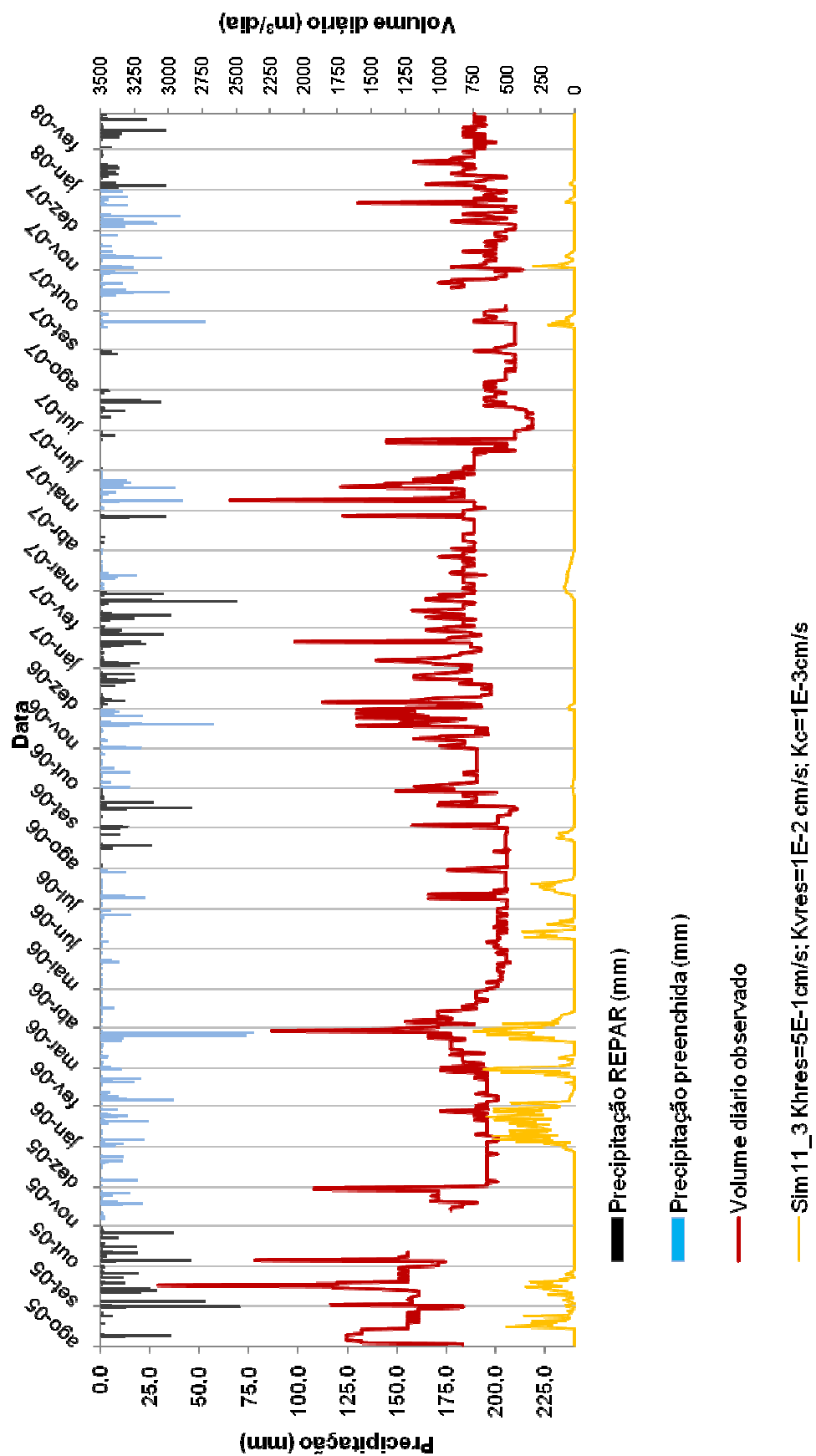
### SIMULAÇÕES REALIZADAS PARA A CALIBRAÇÃO DO MODELO

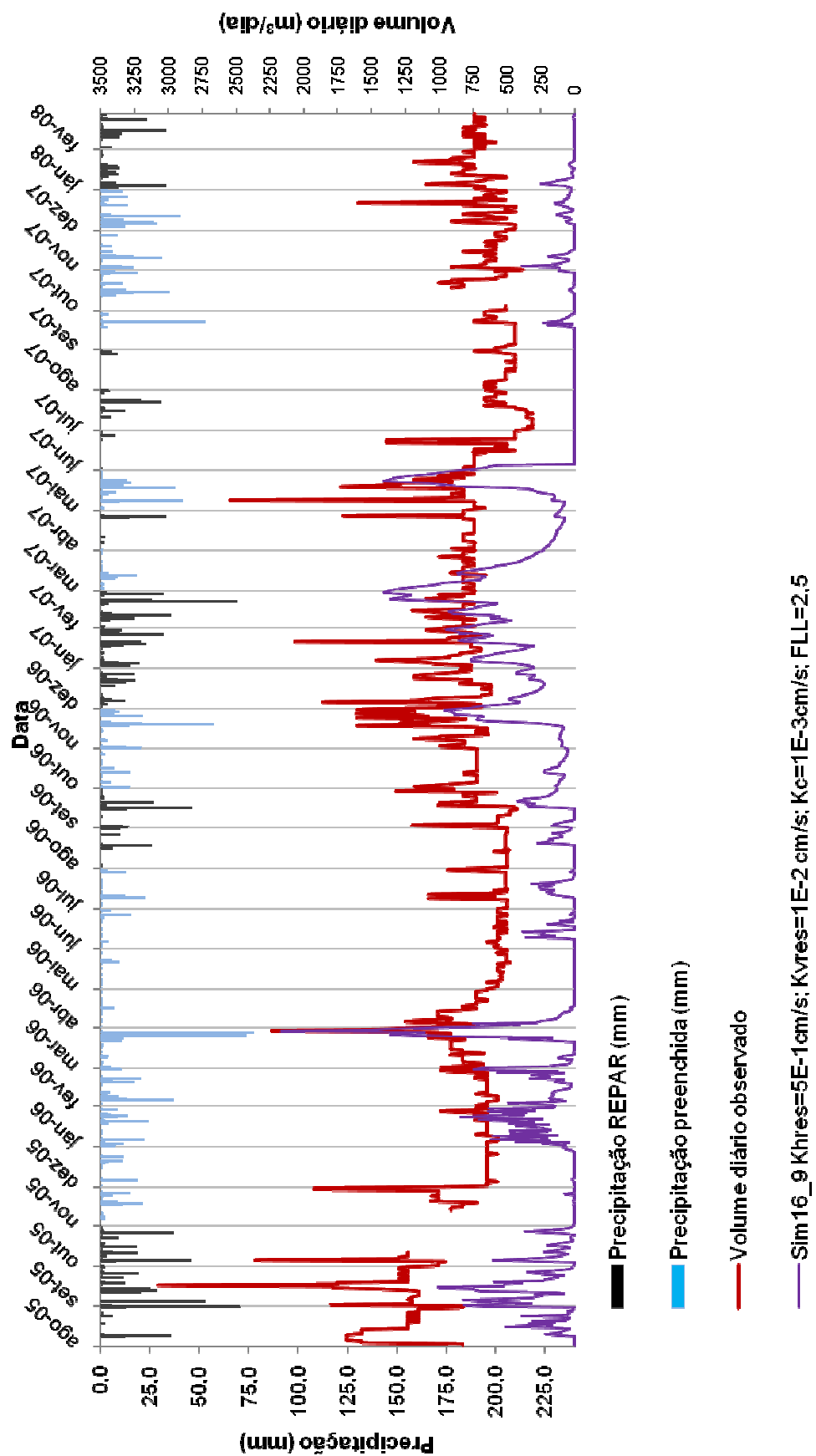






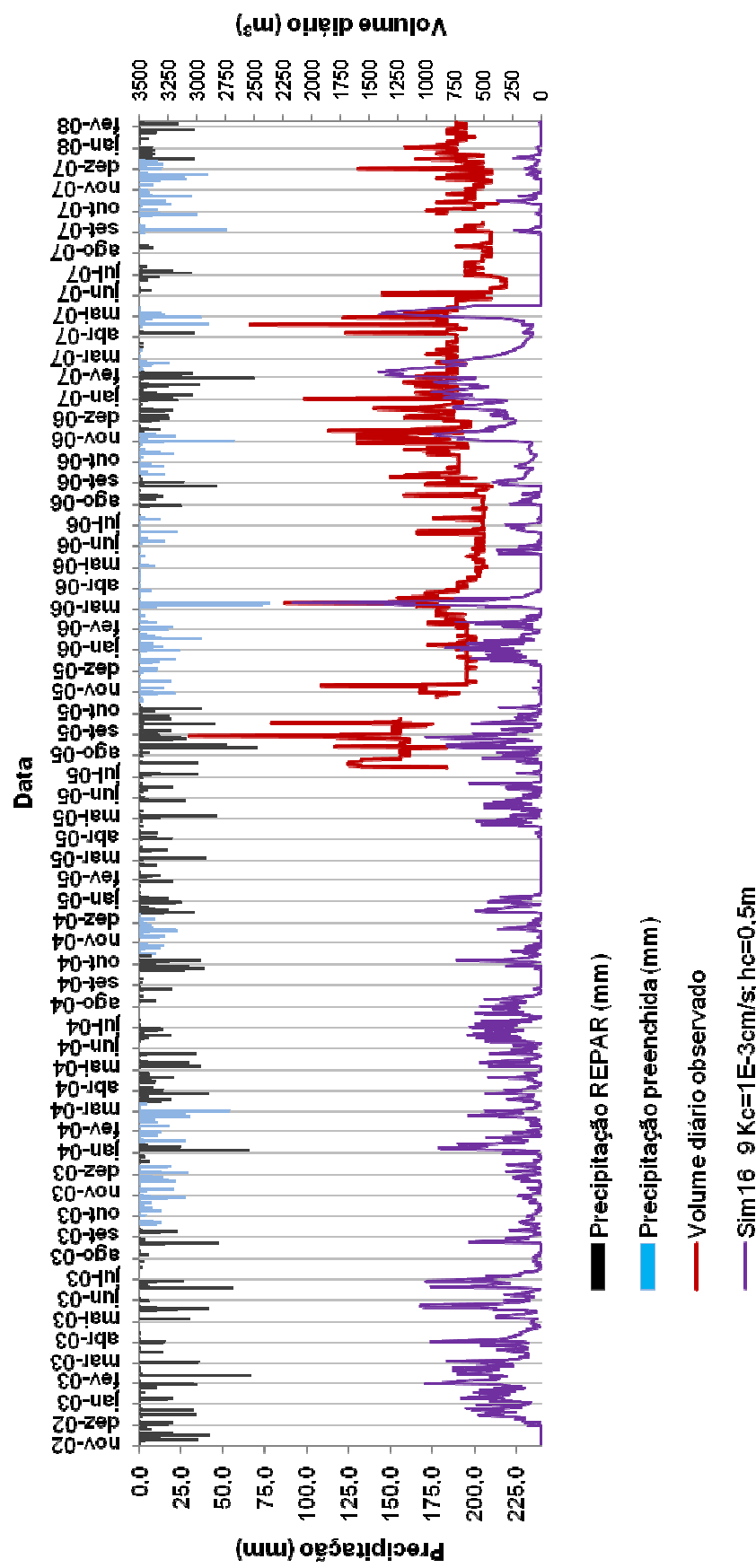


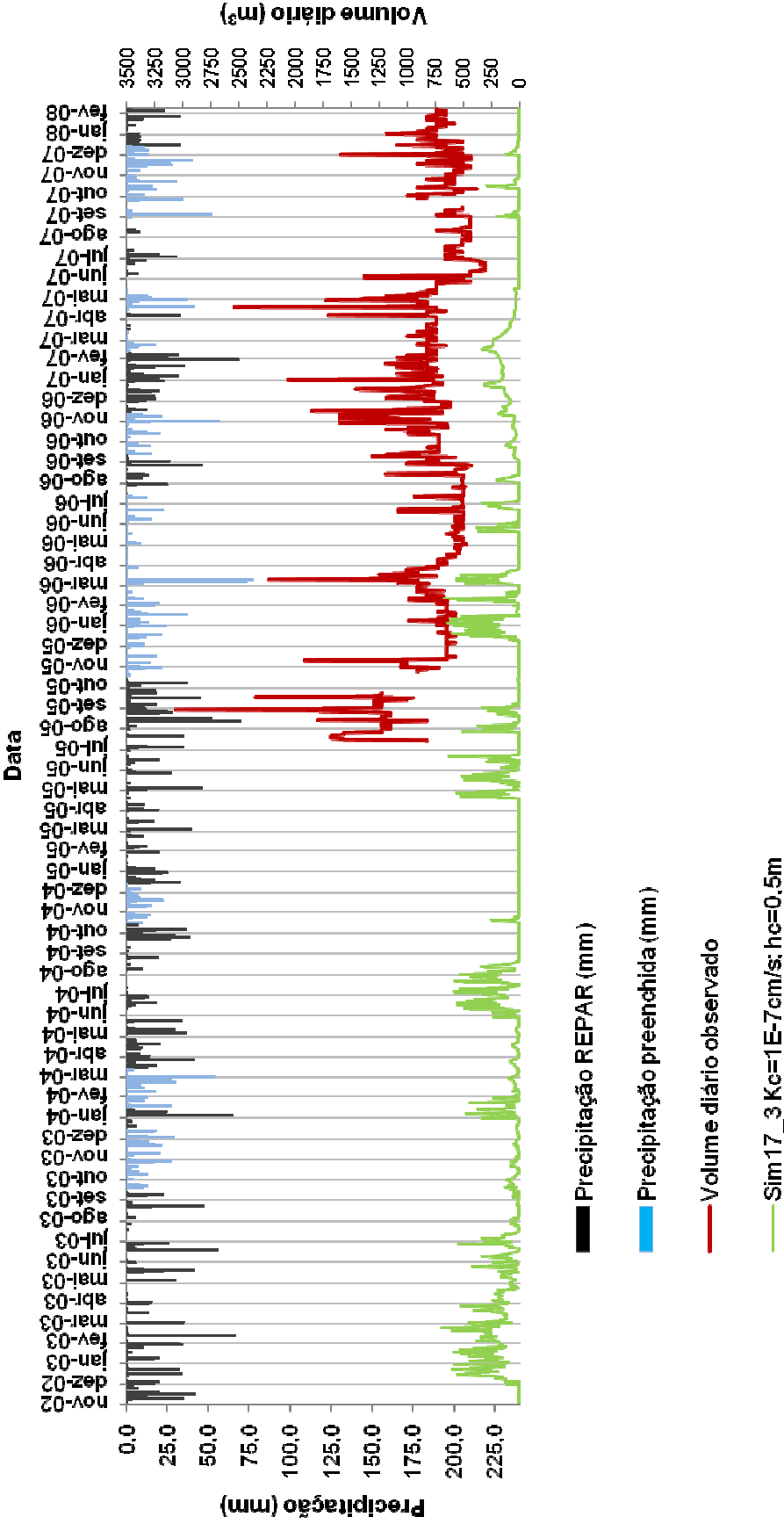




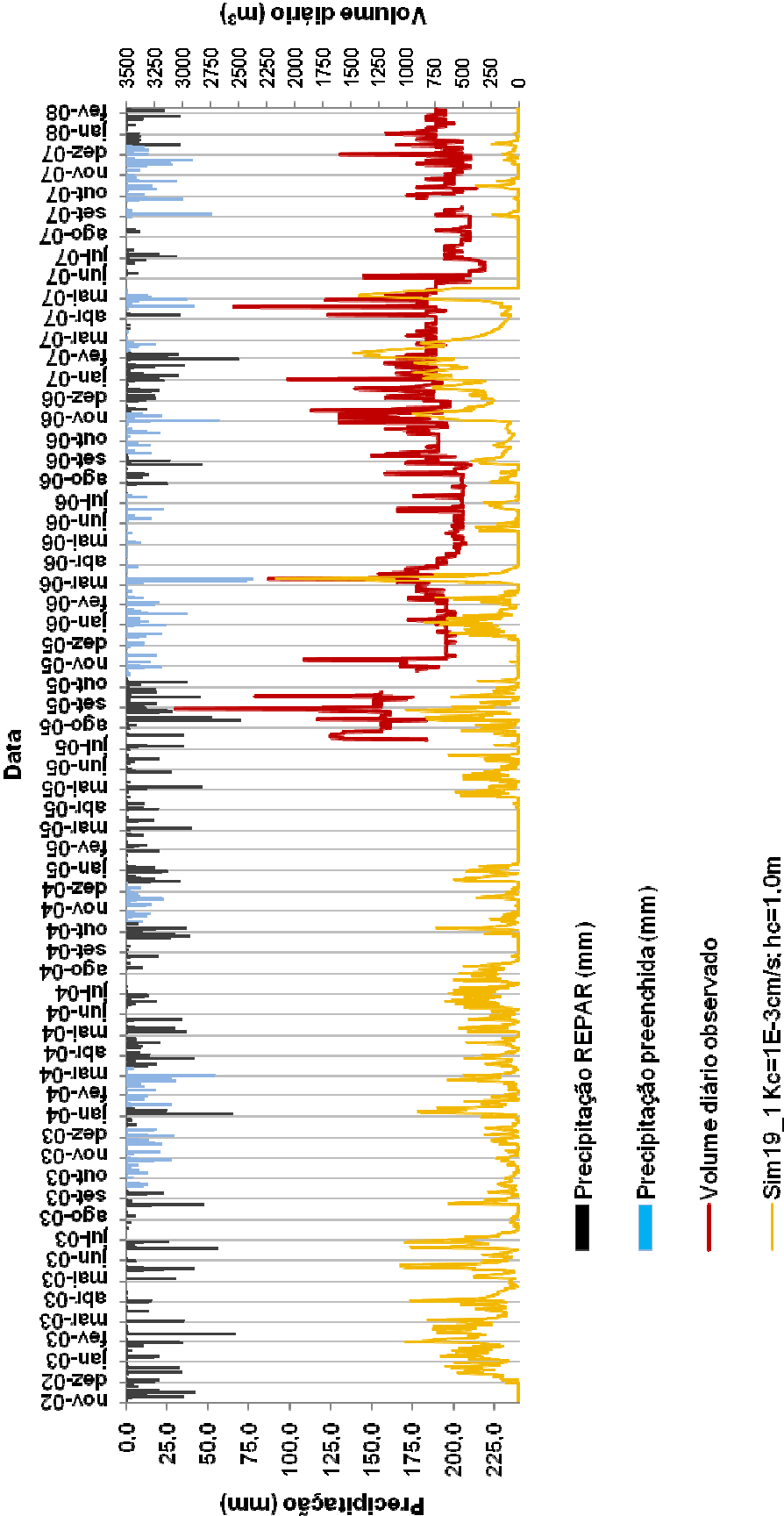
## ANEXO 2

SIMULAÇÕES REALIZADAS PARA A AVALIAÇÃO DAS RESPOSTAS DO  
MODELO ÀS VARIAÇÕES NA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E ESPESSURA  
DA CAMADA DE COBERTURA DOS RESÍDUOS









### ANEXO 3

#### LISTA DE DOCUMENTOS CONSULTADOS PARA A EXECUÇÃO DA PESQUISA NO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

ASM Engenharia e Consultoria Ltda. **Projeto de Ampliação do Aterro da Caximba.** Relatório de Readequação. Curitiba, fevereiro de 2002. CD-ROM.

ASM Engenharia e Consultoria Ltda. **Projeto de Otimização do Sistema de Tratamento de Efluentes.** Aterro Sanitário da Caximba. Curitiba, dezembro de 2001.

CEPPOLINA Engenheiros Consultores Ltda. **Parecer Técnico Preliminar de Etapas Imediatas de Intervenção.** CX\_CX\_27052008. Curitiba, 2008.

CONSILIU Meio Ambiente & Projetos. **Projeto Executivo Complementar da Fase III – Etapa 3 da Área de Expansão do Aterro da Caximba.** Curitiba, 2007.

CONSILIU Meio Ambiente & Projetos, CAVO Serviços e Meio Ambiente S.A. **Acompanhamento e Fiscalização da Obra para implantação da Fase III Etapas 2.2 e 2.3 da Área de Expansão do Aterro da Caximba.** Relatório Final. Curitiba, Setembro de 2006. CD-ROM.

CONSILIU Projetos e Consultoria Ltda. **Estudos técnicos de estabilidade de taludes, recomendações de drenagem e operação em áreas de expansão do aterro sanitário da Caximba.** Curitiba, 2003.

CONSTRUTORA KAMAL DAVID CURI LTDA. **Estudos de Impacto Ambiental – EIA e Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. Aterro Sanitário de Curitiba Sul.** Município de Curitiba, dezembro de 1988.

CONSTRUTORA KAMAL DAVI CURID LTDA. **Projeto Executivo- Aterro Sanitário de Curitiba.** Relatório R1 – Anteprojeto. / REF: 880805 Curitiba, novembro de 1988.

FUNCATE (Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologias Espaciais). **Relatório de dados meteorológicos por período –** Estação meteorológica da REPAR. Planilha eletrônica. 2008.

MINEROPAR Minerais do Paraná S.A. **Mapeamento Geológico-Geotécnico das Folhas COMEC A137, A138, A139 e A140.** Curitiba:1996. 3V.

PROSAM – Programa de Saneamento Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba / CDM International Inc. **Projeto do Sistema Regional de Transferência de Resíduos Sólidos Urbanos para Destinação Final.** Relatório de Avaliação e Adequação do Aterro Sanitário da Cachimba (RP-06). Curitiba, dezembro de 1996.

RESOL Engenharia Ltda. **Projeto Básico para Ampliação do Aterro Sanitário da Caximba.** Curitiba, 2003a.

RESOL Engenharia Ltda. **Projeto Executivo para Ampliação do Aterro Sanitário da Caximba.** Curitiba, 2003b.

RESOL Engenharia Ltda. **Plano de Controle Ambiental da Ampliação do Aterro Sanitário da Caximba (Fase III).** Curitiba, 2003c.

SMMA - Secretaria Municipal do Meio Ambiente. **Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares dos Municípios de Curitiba e Região Metropolitana.** Curitiba: Departamento de Limpeza Pública, 2006. Planilha eletrônica.

SMMA - Secretaria Municipal do Meio Ambiente. **Quadro Demonstrativo De Resíduos Depositados no Aterro Sanitário da Caximba – Anual.** Departamento de Limpeza Pública. Curitiba, 2008a. Planilha eletrônica.

SMMA - Secretaria Municipal do Meio Ambiente. **Vazão de Efluente Líquido do Aterro Sanitário de Curitiba – 2005 a 2008.** Departamento de Limpeza Pública. Curitiba, 2008b. Planilha eletrônica.

SUDERHSA - Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. **Série histórica de dados pluviométricos**– Estação meteorológica Ponte da Caximba. Planilha eletrônica. 2008

TAVARES, R.C. **Composição Gravimétrica: Uma ferramenta de planejamento e gerenciamento do resíduo urbano de Curitiba e Região Metropolitana.** Dissertação de Mestrado, Programa Profissionalizante em Desenvolvimento de Tecnologia (PRODETEC) do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC) e do Instituto de Engenharia do Paraná (IEP). Curitiba, 2007.